CONGRESO INTERNACIONAL

8º CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE GESTIÓN Y TRATAMIENTO INTEGRAL DEL AGUA

5, 6, 12 y 13 de noviembre

Modalidad online

ISBN: 978-987-1930-54-8

ORGANIZAN

FUNDACION PRODTI

UNESCO – Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

UNITWIN – Cátedra UNESCO en Seguridad Humana y Desarrollo Regional

UBP Universidad Blas Pascal

CIADE-CdA

IG Instituto de Altos Estudios Espaciales "MARIO GULICH"

UNC

CONAE

COORGANIZAN

CAMER – Catálisis Ambiental y Energías Renovables

Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid

AVALAN

INTA – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

FCA – Facultad de Ciencias Agropecuarias

UNC – Universidad Nacional de Córdoba

CEPROCOR

Ministerio de Ciencia y Tecnología

CBA Entre Todos

Aguas Cordobesas

APRHI – Asociación Provincial de Recursos Hídricos

Ministerio de Servicios Públicos

CONICET

CONICET – UNRC – ICBIA

FCEJS – Universidad Nacional de San Luis

Red de Información y Educación Ambiental

Instrumentación Electrónica y Aplicaciones – Grupo I+D

Arca Tierra

Universidad Autónoma Chapingo

universidade federal de pelotas – CDTec – centro de desenvolvimento tecnológico

Universidade Federal de Pelotas – RS-Brasil

Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) – Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible

InViV – Instituto de Virología Dr. José María Vanella

CSIC – Consejo Superior de Investigaciones Científicas

CONGRESO INTERNACIONAL

8° Edición ONLINE

5, 6, 12 y 13 de noviembre

Modalidad online

8º CONGRESO INTERNACIONAL SOBRE GESTIÓN Y TRATAMIENTO INTEGRAL DEL AGUA

ORGANIZAN

FUNDACION PRODTI · UNESCO · UNITWIN Cátedra UNESCO en Seguridad Humana y Desarrollo Regional · UBP Universidad Blas Pascal · CIADE-CdA · IG Instituto de Altos Estudios Espaciales "MARIO GULICH" · UNC · CONAE

PROGRAMA

Jueves 5 de noviembre

*Hora de la República Argentina

Hora*	Actividad
	Presentadoras: **María Laura Gelfi** **María Lizzie Pérez Quirós**
10:00	**INAUGURACIÓN** **Organizadores** **MGTER. TERESA OLIVI** Rectora de la Universidad Blas Pascal **ING. EDUARDO YAGLIÁN STEINER** Fundación ProDTI - Sevilla España **DR. CARLOS MARCELO SCAVUZZO** Director del Instituto Mario Gulich Instituto de altos estudios espaciales **Comité Organizador** **PROF. MG. ALBERTO FERRAL** Director del Centro de Investigación Aplicada y Desarrollo en Ciencias Ambientales (CIADE) CDA, Universidad Blas Pascal.
	DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 1- Gestión del agua y salud:** el agua y COVID-19. Incidencia de la pandemia en las comunidades. Los desechables en el agua, participación pública, responsabilidad social, redes, plantas de tratamientos, desalación, mantenimiento y sistemas para la aplicación y gestión de agua, planificación, protección del recurso, gestión del recurso hídrico, territorio y manejo integral de cuencas hidrográficas, manejo del agua en empresas de servicios públicos, manejo de escurrimientos superficiales en áreas intervenidas, retos y prospectiva del recurso hídrico.
10:30	**LA CONSTELACIÓN SAOCOM Y SU CONTRIBUCIÓN A LA GESTIÓN DEL AGUA** **LAURA FRULLA** Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) Av. Paseo Colón 751, C1063ACH Buenos Aires, Argentina, (54-11) 4331-0074 lfrulla@conae.gov.ar

Hora	Actividad
11:00	**MONITOREO AMBIENTAL DE SARS-COV-2 EN AGUAS CLOACALES DE LA CIUDAD DE CÓRDOBA, ARGENTINA** **GISELA MASACHESSI** Dra. en Ciencias Biológicas-investigadora Asistente del CONICET- Instituto de Virología Dr. JM. Vanella- Fac. de Cs Medicas -Univ. Nacional de Córdoba- Argentina gmasachessi@fcm.unc.edu.ar
11:30	**TRABAJO Nº 48** **CONSECUENCIAS DE LA PANDEMIA MUNDIAL COVID-19 EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE** **Corimayo, S. N.[1]; Aparicio Gonzalez, M. A.[1]; Rajal, V. B.[1,2] ;Cruz, M. C.[1*]** 1. Instituto de Investigaciones para la Industria Química (INIQUI-UNSa - CONICET) 2. Facultad de Ingeniería – Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta Av. Bolivia 5150 CP 4400 Salta. Tel/Fax: 0387-4251006 sheicorimayo.96@gmail.com, *mccruz@conicet.gov.ar
11:45	BREAK
DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 2- Manejo, aprovechamiento y reutilización:** aguas residuales industriales, aguas residuales domésticas, aguas negras, aguas urbanas, aguas superficiales y subterráneas, aprovechamiento del recurso hídrico.	
12:00	**USO DE MATERIALES ADSORBENTES PROVENIENTES DE RESIDUOS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES** **Dra. ALBA NELLY ARDILA ARIAS** Líder del grupo de investigación en Catálisis Ambiental y Energías Renovables Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid – Colombia anardila@elpoli.edu.co
	ADSORCIÓN DE COLORANTES EN SOLUCIONES ACUOSAS USANDO LIRIO ACUÁTICO (*EICHHORNIA CRASSIPES*) OBTENIDO DEL LAGO DE YURIRIA, GUANAJUATO, MÉXICO **Dr. JOSÉ ALFREDO HERNÁNDEZ MALDONADO** Doctor en Ciencias (Ingeniería Química) Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Guanajuato del Instituto Politécnico Nacional (UPIIG-IPN) México jahernandezma@ipn.mx
12:45	**SOLUCIONES A LA ESCASEZ DE AGUA, MEDIANTE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN DEL AGUA, AIRE Y GENERACIÓN DE ENERGÍAS LIMPIAS** **PATRICIA RINCÓN MÉNDEZ** Especialista en Planificación Estratégica Presidenta ONG Arca Tierra - Chile ongarcatierra@gmail.com
13:15	BREAK
13:30	**DESARROLLO DE MODELOS HIDROLÓGICOS E HIDRÁULICOS PARA MANEJO DE EMBALSES Y GESTION DE CUENCAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA** **Ing. NICOLÁS F. GUILLÉN[1]; Dr. Ing. HORACIO HERRERO[2]** Secretaría de Recursos Hídricos, Ministerio de Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba Administración Provincial de Recursos Hídricos, Ministerio de Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 1
14:00	3	**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN TRAMO DEL RIO SUQUIA, CORDOBA, ARGENTINA** **Pierotto, M.[1]; Murialdo R.[2]; Daga I.C.[2]** 1. University Network (IUN) 2. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. pierjavier@gmail.com; inesclaudiadaga@gmail.com
14:00	19	**DESABASTECIMIENTO HÍDRICO EN EL SISTEMA DE CIUDADES DE COLOMBIA: ORDENAMIENTO AMBIENTAL Y TERRITORIAL EN LA MACROCUENCA HIDROGRÁFICA MAGDALENA-CAUCA.** **Peralta Mahecha, G; Rodríguez Arregocés, NX; Alarcón García, SJ; Garzón Camacho JC. y Neuta Niño, DF.** Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá maeorden_farbog@unal.edu.co
PREGUNTAS		

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 3
14:15	1	**NITRIFICACIÓN HETEROTRÓFICA AERÓBICA DE EFLUENTE MODELO DE INDUSTRIA LÁCTEA EN REACTOR GRANULAR Y COMPOSICIÓN MICROBIANA MEDIANTE SECUENCIACIÓN DE ÚLTIMA GENERACIÓN** **Bucci P[1]; Coppotelli B[2]; Starevich V[2]; Morelli I[2,3]; Zaritzky N[1,4]; Caravelli A[1]** 1. Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos, CIDCA, (CCT - La Plata - CONICET, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, CIC) 47 y 116, 1900AJJ, La Plata, Argentina. 2. Centro de Investigación y Desarrollo en Fermentaciones Industriales, CINDEFI, (UNLP, CCT - La Plata, CONICET), Buenos Aires, Argentina 3. CIC-PBA, La Plata, Argentina 4. Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata, Argentina buccipaula@hotmail.com
	5	**DEMOSTRACION** **DESARROLLO DE UNA PLANTA PARA LA OBTENCIÓN DE AGUA LIBRE DE ARSÉNICO** **Eliana Berardozzi[1], Cecilia Lucino[1], Luís Ojer[2] y Fernando S. García Einschlag[3]** 1. Dpto. Hidráulica, Facultad de Ingeniería, UNLP. Calle 47 Nº200, CP (1900), La Plata, Argentina. 2. Cooperativa de Agua Potable y Otros Servicios Públicos de Verónica, Punta Indio, Argentina. 3. Instituto de Investigaciones Fisicoquímica Teóricas y Aplicadas (INIFTA), Dpto. de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. Calle 64 Diag. 113, CP (1900), La Plata, Argentina. eliana.berardozzi@gmail.com
	16	**FITOEXTRACCIÓN, UNA ALTERNATIVA ECOLÓGICA PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA** **Pérez Cuadra V.[1,2]*; Cambi V.[1,2]; Espósito M.[3], Verolo M.[1,2]; Parodi E.R.[1,4]** 1. Depto. Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur (UNS). San Juan 670, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina. 2. CCT BB- INBIOSUR UNS-CONICET. San Juan 671, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina. 3. Depto. de Agronomía (UNS). San Andrés 800, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina. 4. CCT BB- IADO- UNS-CONICET. Camino La Carrindanga km 7, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina. *fvperezcuadra@uns.edu.ar
PREGUNTAS		

Viernes 6 de noviembre

*Hora de la República Argentina

Hora*	Actividad
	Presentadoras: **María Laura Gelfi** **María Lizzie Pérez Quirós**
DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 3- Tratamiento y depuración:** tecnologías a escala de laboratorio y piloto para el tratamiento físico, químico y/o biológico de agua potable y aguas residuales, experiencias y sistemas de tratamiento de aguas residuales, tratamiento de lixiviados y sólidos provenientes de los sistemas de tratamiento de aguas.	
10:00	**LA PLANTA EXPERIMENTAL DE CARRIÓN DE LOS CÉSPEDES (PECC- SEVILLA, ESPAÑA): 30 AÑOS DE INVESTIGACIÓN EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES** **DR. JUAN JOSÉ SALAS RODRÍGUEZ** Dr. en Química por la Universidad de Sevilla Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) Sevilla- España jjsalas@centa.es
	CENTRO EXPERIMENTAL REGIONAL DE TECNOLOGÍAS DE SANEAMIENTO - CERTS **ANDREA FLORENCIA GAMARRA PARODI** Licenciada en Sociología Ministerio de Ambiente- Dirección Nacional de Aguas- Uruguay Directora División Agua Potable y Saneamiento Integral agamarra@mvotma.gub.uy
	CENTRO DE INVESTIGACION Y FORMACION EN TECNOLOGIAS DE SANEAMIENTO (CIFTES) **ÁLVARO ARAYA GARCIA** Ing. Civil y MSc. en Ing. Sanitaria Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA) Director Saneamiento Sistemas Periféricos COSTA RICA alvaraya@aya.go.cr
	EL CENTRO INTERNACIONAL PARA LA INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE AGUAS RESIDUALES (CIIDAR-BOLIVIA): INVESTIGANDO EN ALTURA **DR. JUAN JOSÉ SALAS RODRÍGUEZ** Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) Sevilla- España jjsalas@centa.es
11:00	**ANÁLISIS DE CORONAVIRUS EN LAS AGUAS RESIDUALES DE MURCIA: ¿CÓMO Y POR QUÉ?** **DRA. ANA ALLENDE** Vice-directora del CEBAS-CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEBAS-CSIC) Murcia- España aallende@cebas.csic.es
11:30	BREAK

Hora	Actividad
	DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 5- Agua, ambiente, energía y cambio climático:** usos energéticos, industriales, pesqueros, recreativos, mineros. Meteorología, zonas protegidas, inundaciones.
11:45	**HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS APLICADAS A LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN EL MARCO DE LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLES 2030** **DRA. ANABELLA FERRAL** Dr. en Ciencias Químicas, Mgter. en Aplicaciones Espaciales de Alerta y Respuesta Temprana a Emergencias Investigadora del Intistituto Gulich, UNC/CONAE & CONICET aferral@conae.gov.ar
12:15	**HERRAMIENTAS GEOMATICAS PARA LA GESTIÓN DE EMERGENCIAS AGROPECUARIAS EN EL CONTEXTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO** **DR. DIEGO HERNAN PONS** Dr. en Cs.. Biológicas (UNC) Mag. En Aplicaciones Espaciales de Alerta y Respuesta Temprana a Emergencias Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA Manfredi) y Instituto de Altos Estudios Espaciales "Mario Gulich" (CONAE-UNC) pons.diego@inta.gob.ar
12:45	**MODELO DE SIMULACIÓN ENERGÉTICA DEL EDIFICIO CORPORATIVO DE AGUAS CORDOBESAS S.A.** **LAUREANA LUCIANI ZABALETA[1]; MARIO AGUIRRE[2]** 1. Ingeniera Civil lluciani@aguascordobesas.com.ar 2. Técnico Electromecánico maguirre@aguascordobesas.com.ar AGUAS CORDOBESAS Av. La Voz del Interior 5507 – X5008 HJY – Córdoba – Argentina
13:15	BREAK
13:30	**PROGRAMA DE MONITOREO DE CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. APRHI** **DR. ING. HORACIO S. HERRERO** Vocal - Director General de Preservación y Gestión de la Calidad de los Recursos Hídricos Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI)

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 3 (continuación)
14:00	20	**REDUCCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EMPLEANDO PELÍCULAS DE DIÓXIDO DE TITANIO CRECIDAS POR ARCO CATÓDICO DOPADAS CON NITRÓGENO** **Kleiman A[1,2]; Meichtry J M[3,4]; Xaubet M[1,2]; Grondona D[1,2]; Litter M I[5]; Márquez A[1,2]** 1. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Física, Buenos Aires, Argentina 2. Universidad de Buenos Aires-CONICET, Instituto de Física del Plasma (INFIP), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Ciudad Universitaria Pab. I, 1428 Buenos Aires, Argentina 3. Gerencia Química, Comisión Nacional de Energía Atómica-CONICET, Av. Gral. Paz 1499, 1650 San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina 4. Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Buenos Aires, Departamento de Ingeniería Química, Medrano 951, 1179 Buenos Aires, Argentina 5. IIIA-Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín-CONICET, Campus Miguelete, Av. 25 de Mayo y Francia, 1650 San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina E-mail: kleiman@df.uba.ar
	43	**COMPLEMENTARIEDAD DE FANGOS ACTIVOS Y ALGAS DE AGUA DULCE PARA LA DEPURACIÓN DE EFLUENTES MUNICIPALES** **Cesano M.[1], Astorga M.[2], Torres R.[2], Arbini G.[2], Campos M.[2], Gatti M.[1]; Camacho A.[2]** 1. Centro de Investigaciones en Toxicología Ambiental y Agrobiotecnología del Comahue Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas Universidad Nacional del Comahue Buenos Aires Nº 1400 - Neuquén, Neuquén, Argentina margarita.cesano@gmail.com 2. Facultad Regional del Neuquén, Universidad Tecnológica Nacional Av. Reverendo Pedro Rotter S/N - Plaza Huincul, Neuquén, Argentina
	53	**DEMOSTRACION** **ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RENDIMIENTO DE PROTOTIPOS DE DESTILADORES SOLARES CON REFORMAS CONSTRUCTIVAS** **Demichelis, J. P.; Carletto, J. A.; Masini, O.** Laboratorio de Energías Renovables Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de San Luis Avda. 25 de Mayo 384 - 7530 - Villa Mercedes - San Luis - Argentina Tel - Fax: 054 2657 531000 e-mail: jdemiche@email.unsl.edu.ar
	54	**ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES, EMPLEANDO CATALIZADORES DE NANOPARTICULAS DE COBRE SINTETIZADAS POR MÉTODOS VERDES Y SOPORTADOS SOBRE ESFERAS DE CELULOSA** **Nudel E.N.[1]; Olmos G. V.[1]; Devard A.[2]; Gutierrez L. B.[2]; Marchesini F. A.[2]; Taleb M. C.[*1]** 1. Instituto de Tecnología Celulósica - Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2654, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina. 2. Instituto de Investigaciones en Catálisis y Petroquímica - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina. *turtaleb@fiq.unl.edu.ar
	55	**REDUCCIÓN CATALÍTICA DE NITRATOS EN AGUAS NATURALES DE LA REGIÓN DE SARMIENTO, PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA** **Miranda Zoppas, F.[1]; Aghemo, V.[1]; Miró E.[1]; Marchesini, F. A.** 1. Instituto de Investigaciones em Catálisis y Petroquímica (INCAPE) - CONICET Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina. albana.marchesini@gmail.com
PREGUNTAS		

Martes 10 de noviembre

*Hora de la República Argentina

Hora*	Actividad
	TALLER
10:00 a 13:00	**FENÓMENO EL NIÑO: DETECCIÓN DE ANOMALÍAS DE TEMPERATURA EN EL OCÉANO PACÍFICO ECUATORIAL A PARTIR DE INFORMACIÓN SATELITAL** **DRA. ANABELLA FERRAL** Investigadora Asistente y Docente (IG-CONICET) Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich Centro Espacial Teófilo Tabanera, CONAE Falda del Cañete, Ruta 45, Córdoba, Argentina TE: 3547-400000 int 1216 anabella.ferral@gmail.com
	OBJETIVO: Adquirir capacidades para seleccionar, descargar y procesar productos satelitales derivados de misiones satelitales de observación de los océanos a partir del análisis de un caso práctico como es el cálculo del índice ONI (3/4), indicador de la ocurrencia del fenómeno del Niño.

Jueves 12 de noviembre

*Hora de la República Argentina

Hora*	Actividad
	Presentadoras: **María Laura Gelfi** **María Lizzie Pérez Quirós**
	DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 4- Oferta, demanda y evaluación de la calidad:** caracterización fisicoquímica y microbiológica, evaluación y aplicación de índices de calidad del agua, contaminantes del recurso hídrico, evaluación del impacto ambiental del recurso hídrico, modelación de la calidad del agua.
10:00	**UTILIZACIÓN DE SENSORES REMOTOS PARA PREDECIR MORTANDADES DE PECES POR SAPROLEGNIASIS EN UN EMBALSE DE CÓRDOBA (ARGENTINA).** **DR. MATÍAS BONANSEA** Dr. en Ciencias Biológicas Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA, CONICET-UNRC). Rio Cuarto - Córdoba- Argentina mbonansea@hotmail.com; mbonansea@ayv.unrc.edu.ar
	DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 7- Economía, educación y legislación del agua:** agua potable, aguas residuales, derecho al agua, costos de explotación y el agua como bien común.
10:30	**LAS POLÍTICAS Y LA GESTIÓN DEL AGUA: DESAFÍOS AMBIENTALES** **DRA. MARTA S. JULIÁ** Doctora en Derecho y Ciencias Sociales Centro de Investigaciones Jurídicas y Sociales UNC-CONICET- Argentina dramartajulia@gmail.com
11:00	**LA POLÍTICA Y LO POLÍTICO EN TORNO AL ABASTECIMIENTO DEL AGUA. EL CASO DE LA VILLA DE MERLO, SAN LUIS** **MARÍA EUGENIA PEREZ CUBERO** Doctora en Ciencia Política. Mgter. en Derecho Ambiental y Urbanismo Centro de Investigación y Vinculación en Estudios Ambientales. Facultad de Ciencias Económicas, Jurídicas y Sociales. Universidad Nacional de San Luis - Argentina eugenia.perezcubero@gmail.com
11:30	BREAK
11:45	**MESA DE DISCUSIÓN** **EXPERIENCIAS DE EDUCACÍON AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO** **DR. CRISTIAN MOREIRA SEGURA[1]; M.SC. PAOLA ANDREA CALDERON CUARTAS[2]; DR. JAVIER MAURICIO NARANJO VASCO[2]; DRA. GLORIA YANETH FLOREZ YEPES[2]; M.SC. ANGELA MARIA ALZATE ALVAREZ[2]** 1. Instituto Tecnológico de Costa Rica - Costa Rica cristianmoreiras@gmail.com 2. Universidad Católica De Manizales.- Colombia

Hora	Actividad
12:45	**PROGRAMA "ESCUELA DEL AGUA" DE LA PROVINCIA CÓRDOBA, ARGENTINA** **PATRICIA FERREYRA[1]; CECILIA BARCELONA[2]** 1. Arquitecta-Máster en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano patriciaeferreyra@gmail.com 2. Prof en Cs Biológicas-Especialista en Didáctica de las Ciencias Naturales y en Educación Ambiental Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) y Dirección General de Desarrollo Curricular, Capacitación y Acompañamiento Institucional del Ministerio de Educación
13:15	**EL RECURSO AGUA Y SU SOCIEDAD** **DRA SANDRA REGINA MARTINI** Universidade Federal De Mato Grosso Do Sul.- Brasil srmartini@terra.com.br
13:30	BREAK

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 4
13:45	28	**FACTORES DESAPERCIBIDOS QUE PUEDEN INFLUIR SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE** **Mera M. F.; Ravera M. J.; Córpora R.; Crema N.; Salvano S.; Cuello P.; Inga M.** CEPROCOR, Ministerio de Ciencia y Tecnología - Gobierno de Córdoba, Santa María de Punilla (5164), Córdoba, Argentina. mariafernanda.mera@gmail.com
	40	**ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LOS CULTIVOS EN LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO COLORADO** **Dunel Guerra LG[2]; Vallese FD[1]; Safe YL[1]; Trillini M[1]; Pistonesi MF[1]; Vanzolini JI[2]; Pierini JO[3]** 1. INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina. 2. INTA H. Ascasubi, Ruta 3 km 794, 8142 Hilario Ascasubi, Argentina. 3. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), IADO (UNS-CONICET). dunel.luciana@inta.gob.ar
	51	**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA FREÁTICA EN EL ÁREA DE REGADÍO DEL RÍO TUNUYÁN, MENDOZA** **Mariani A.[1]; Bermejillo A.[2]; Morsucci A.[1]; Rodríguez C.[1]; Morábito J.[1-2]** 1. Instituto Nacional del Agua (INA) – Centro Regional Andino (CRA) 2. Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo) – Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) amariani@ina.gob.ar
PREGUNTAS		

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 5
13:45	2	**EVALUACIÓN DE DATOS DE PRECIPITACIÓN DERIVADOS DE SATÉLITE EN LA CARACTERIZACIÓN PLUVIOMÉTRICA DE LA REPÚBLICA ARGENTINA** **Juan F. Weber** Laboratorio de Hidráulica, departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional. Argentina. Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina. Ciudad Universitaria - CP (X5016ZAA) - Córdoba - Argentina Teléfonos: (54 - 351) - 468-4215 / 4006 / 4317 - int. 119-5 jweber@frc.utn.edu.ar
	22	**PROCESO MULTIDISCIPLINARIO EN EL DESARROLLO DE UN MODELO DE DECISIÓN MULTICRITERIO PARA PRIORIZAR CUENCAS HÍDRICAS. PARTIDO DE GENERAL PUEYRREDON, ARGENTINA.** **Barilari, A.[1,2,3]; Lima, M. L.[1,2,3]; Corleto, B.[1]; Veras, N.[1]; Massone, H. E.[1,2]** 1. Universidad FASTA- Facultad de Ingeniería. Gascón 3145, Mar del Plata, 2. Universidad Nacional de Mar del Plata-FCEyN, IGCyC-CIC. Funes 3350, Mar del Plata, 3. CONICET, Av. Rivadavia 1917, C.A.B.A. Email: agustinabarilari@gmail.com
	35	**PROCESOS HIDROLÓGICOS Y PRIORIZACIÓN DEL MANTENIMIENTO DE CAMINOS RURALES EN EL SE BONAERENSE** **Puricelli, M.** INTA EEA Balcarce; Ruta Nacional 226, Km 74.5. Correo: puricelli.marino@inta.gob.ar
	39	**BANCO DE PRUEBAS MICRO TURBINA TURGO** **Irazusta, M. B.; Reyna, T. M.** Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. belen.irazusta@gmail.com, teresamaria.reyna@gmail.com
	50	**ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE TENDENCIAS DE PRECIPITACIÓN EN ARGENTINA A TRAVÉS DE DOS TÉCNICAS DE DETECCIÓN** **Ayala, S. N.[1,2]; González, M. H.[1]** 1. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos. Buenos Aires, Argentina. CONICET – Universidad de Buenos Aires. Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA). Buenos Aires, Argentina. 2. Intendente Güiraldes 2160. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. E-mail: sabrina.ayala@cima.fcen.uba.ar
PREGUNTAS		

Viernes 13 de noviembre

*Hora de la República Argentina

Hora*	Actividad
	Presentadoras: **María Laura Gelfi** **María Lizzie Pérez Quirós** Coordinadora: **DRA. ANABELLA FERRAL**
DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 6- Tecnologías de instrumentación:** sistemas de alerta temprana, digitalización, aplicaciones. Nuevos desarrollos instrumentales para el mejor aprovechamiento y gestión de los recursos hídricos.	
10:00	**MISIÓN SATELITAL SABIA-MAR: UNA MIRADA HACIA NUESTROS MARES Y COSTAS** **CAROLINA B. TAURO** Investigadora Principal de la misión SABIA-Mar en la Comisión Nacional de Actividades Espaciales. CONAE- Argentina carolina.tauro@conae.gov.ar
10:30	**CONAE: APORTES DE LA INFORMACIÓN SATELITAL A LA TEMÁTICA DEL AGUA. EJEMPLOS DE APLICACIÓN EN EL ÁMBITO DEL TERRITORIO ARGENTINO** **SANDRA EDITH TORRUSIO** Doctora en Biología, egresada de la UNLP. Experta en aplicaciones de imágenes satelitales Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) storrusio@conae.gov.ar
11:00	**EL USO DE HERRAMIENTAS GEOESPACIALES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS** **VERA CAMACHO VALDEZ** Doctora en Ciencias Oceanóloga por la Universidad Autónoma de Baja California Investigadora Conacyt- Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología El Colegio de la Frontera Sur - México veriscam1974@gmail.com
11:30	BREAK
11:45	**SISTEMA DE ALERTA PARA DETECCIÓN DE FLORACIÓN DE ALGAS EN AGUAS CONTINENTALES DE AMÉRICA LATINA** **FELIPE DE LUCIA LOBO** Doctorado em Geografía Centro de Desenvolvimiento Tecnológico (CDTec), Universidade Federal de Pelotas (UFPel, Brasil felipe.lobo@ufpel.edu.br

Hora	Actividad
12:15	**EL PIHC (PORTAL DE INFORMACIÓN HÍDRICA DE CÓRDOBA) COMO HERRAMIENTAS TECNOLÓGICA PARA LA TOMA DE DECISIÓN EN LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS** **CESAR SUAYA** Ingeniero Civil Vocal del Directorio de la APRHI (Administración Provincial de Recursos Hídricos), Dirección General de Planificación y Gestión Estratégica de los Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba, cesarsuaya@gmail.com
12:45	BREAK
	DISERTACIONES / MESA DE DEBATE **TEMA 8- Agua de uso agrícola:** regadíos (diseño y gestión), drenajes, uso animal.
13:00	**LA TECNOLOGÍA DE BHUNGROO COMO APLICAR EN ZONAS MARGINALES DE ARGENTINA** **BIPLAB PAUL** Director Naireeta Services Pvt Ltd, www.naireetaservices.com India biplab@naireetaservices.com
13:30	**GESTIÓN DEL RIEGO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA** **GONZALO EDUARDO PLENCOVICH** Ing. Civil Vocal de la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) Director General de Irrigación Gobierno de la Provincia de Córdoba. gplencovich@hotmail.com

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 6
14:00	21	**GESTIÓN DE RIESGO POR FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS EN EL EMBALSE DE SALTO GRANDE (ARGENTINA)** **Frau D[1*]; Gangi D[2]; Drozd AA[3,4]; Bordet F[5]; Andrade S[5]; Bazzalo M[6]; Rougier N[6]; de Tezanos Pinto P[7].** 1. Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL), Colectora Ruta Nac. 168, Paraje El Pozo, Santa Fe, Argentina. 2. Universidad Nacional de Buenos Aires (UBA), Viamonte 430, CABA, Argentina. 3. Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV). Mario Bravo 1460, Piñeyro, Argentina. 4. Centro Regional de Estudios Genómicos (UNLP), Calle 120 N°1459, La Plata, Argentina. 5. Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM), Concordia, Argentina. 6. Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), Avenida Costanera Norte S/N, Paysandú, Uruguay. 7. Instituto de Botánica Darwinion (CONICET), Lavardén 200, Buenos Aires, Argentina. * diegofrau@gmail.com

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 6
14:00	29	**ANÁLISIS SATELITAL 1970-2020 DE LA EVOLUCIÓN DE LA URBANIZACIÓN EN LA CUENCA DEL EMBALSE SAN ROQUE, CÓRDOBA, ARGENTINA** **Castellano-Francucci, D[1,2]; García-Ferreyra, M. F.[2,3]; Germanier, A[1]; Luccini, E. A.[4,5]; Ravera-Testagrossa, M[1].** 1. Ceprocor, Ministerio de Ciencia y Tecnología – Gobierno de Córdoba. 2. Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich (UNC-CONAE). 3. Comisión Nacional de Actividades Espaciales. 4. CONICET - Centro de Excelencia en Productos y Procesos de Córdoba, Argentina. 5. Facultad de Química e Ingeniería del Rosario, Pontificia Universidad Católica Argentina. Correo: dcstlln@gmail.com
:00	41	**DEMOSTRACION** **DISEÑO Y DESARROLLO DE UN DISPOSITIVO DE MONITOREO REMOTO DE CALIDAD DE AGUA** **Hervot, E. I.[1]; Farías, A. R.[1]; Tenev, M. D.[1]; Utgés, E. M.[1]; Flores, C.[2]; Curi, L.[2]; y Torres[2]** 1. Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos Facultad Regional Resistencia - Universidad Tecnológica Nacional French 414, ResistenciaCP:3500, Chaco, Argentina e-mail: elsahervot@yahoo.com.ar 2. Servicio de Bioingeniería Hospital Dr. Julio C. Perrando. Av. 9 de Julio 1100, Resistencia CP 3500, Chaco, Argentina e-mail: carlos.ing.2013@gmail.com
	44	**EVALUACIÓN DEL FLUJO HÚMEDO EN LA ZONA DE AEREACIÓN QUE PODRÍA CONSTITUIRSE COMO RECARGA AL ACUIFERO, USANDO TOMOGRAFÍAS GEOELÉCTRICAS** **Reyes A[1]; Coras P. M[2]; Vazquez Castro M. de L[3]** 1. Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. aueio.ee.aie.2@gmail.com 2. Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. mpcoras@gmail.com 3. Estudiante de doctorado del Programa UIA. lourdesvc@mns.com Carretera Federal México-Texcoco Km 38.5, México

Hora	Nº Trabajo	Ponencias - Tema 7
14:00	13	**TRIBUTACIÓN AMBIENTAL Y FERTILIZANTES AGRÍCOLAS: UNA ALTERNATIVA PARA RECUPERAR LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN ARGENTINA** **Salassa Boix, R.** Universidad de Murcia rodolfoboix@um.es - rodolfoboix@hotmail.com
PREGUNTAS		
CIERRE DEL CONGRESO **ING. AGR. MSC. MARTA RODRÍGUEZ** mrodrig@agro.unc.edu.ar		

PÓSTERS

Tema 1	Gestión del agua y salud
11	**SISTEMA FRUGAL CONTINUO PARA LA REDUCCIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN AGUA PARA CONSUMO** **Aveni Strafile, D. A.[1]; Bugedo, M.[1]; Páez, D.[2], Aragonés, F.[2]; Martínez, J. H.[1]; Blasón, G.[1]; Zanoni, H. R.[1,2]; Santa Cruz, H.[1,2]** 1. Facultad de Ingeniería - Universidad Católica de Córdoba Avenida Armada Argentina 3555 - X5016DHK Córdoba - Argentina Tel: (54) 351 4938000 2. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales - U N C Avenida Vélez Sarsfield 1661 - X5016GCA Córdoba - Argentina miskiyacu.ing@ucc.edu.ar
14	**ESTADO TRÓFICO DE DOS EMBALSES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA Y RIESGOS POTENCIALES PARA LA SALUD PÚBLICA** **Prosperi, Carlos Hugo** Universidad Blas Pascal – CONICET Donato Álvarez 380 – Arguello – Córdoba (5147) cprosperi@yahoo.com.ar
15	**ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO: GESTIÓN SUSTENTABLE DEL AGUA DE VILLA MARÍA. GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA CUENCA DEL CTALAMOCHITA** **Tissera G.[1]; Cejas G.[2,3]; Di Lorenzo C.[1]; González A.[1]** 1. Municipalidad de Villa María 2. Universidad Nacional de Córdoba 3. Universidad Católica de Córdoba. Antonio Sobral 299, Villa María, Córdoba, germantissera@hotmail.com ; gabriela.cejas@unc.edu.ar.
45	**DIAGNÓSTICO DE LAS CONDICIONES DE SANEAMIENTO BÁSICO Y ENFERMEDADES DE ORIGEN GASTROINTESTINAL EN VEREDAS DE TRES MUNICIPIOS DEL NORDESTE DE ANTIOQUIA, COLOMBIA 2018-2020** **Sierra Cano, C[1]; Salazar Callejas, D[1]; Giraldo Giraldo, J[1]; González Pérez, C[1]; 1allego Urrego, R[1]; Cardona Isaza, E[1]; 1Vélez Montaño, J[1]; Salazar Pineda, L[1]; Londoño, B[1]; Torres, A.[2]** 1. Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia 2. Empresas Públicas de Medellín- Colombia Rionegro, Antioquia. cindy.sierra@udea.edu.co 3117472135 Medellín, Antioquia. Davinson.salazar@udea.edu.co. 3016509698
47	**LA GESTIÓN DEL AGUA EN ARGENTINA A TRAVÉS DEL INDICADOR ODS 6.5.1.** **Zucarelli Graciela Viviana** Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral. Ciudad Universitaria UNL Ruta Nacional N° 168, Santa Fe- Argentina e-mail:vivianazucarelli@gmail.com

Tema 2	Manejo, aprovechamiento y reutilización
10	**EVALUACION DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN QUIMICA SOBRE SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS UTILIZANDO UN BIOINDICADOR ALGAL** **Rotondo, L.N.[1*]; Mora, V.C.[2]; Temporetti, P.F.[1]; Beamud, S.G.[1]; Pedrozo, F.L.[1]** 1. Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue, CONICET, Quintral 1250, Bariloche (8400), Argentina. 2. Centro de Investigación y Desarrollo en Fermentaciones Industriales (CINDEFI), Facultad de Ciencias Exactas-UNLP, CCT-La Plata, CONICET, La Plata 1900, Argentina. *leandrorotondo@comahue-conicet.gob.ar
34	**GESTION DEL AGUA DE LLUVIA EN LA PARCELA** **Perahia R; T. Lasanta; P. Taroni; H. Beé; L. Arbore** Facultad Regional Gral. Pacheco-UTN , H. Irigoyen 288, Gral. Pacheco, Provincia De Bs As, Argentina +54 11 4784 2252 raquepera@gmail.com; titolasanta@gmail.com
49	**REVISIÓN DE TENDENCIAS GLOBALES DE CAPTACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE AGUAS DE LLUVIA EN ZONAS URBANAS** **Villanueva D. G.; Alonso F.J.** Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba- Argentina daniela.villanueva@unc.edu.ar

Tema 3	Tratamiento y depuración
7	**PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROOXIDACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PESQUERA** **Alvarez, Juan Martin[1,3]; Arturi, Tatiana S.[2]; Bianchi, Gustavo L.[1,3]** Calle 1 y 47 - La Plata (B1900TAG) - Buenos Aires - Argentina - Tel: (+54) (221) 425-8911, tatiana.arturi@ing.unlp.edu.ar ;juanmartin.alvarez@ing.unlp.edu.ar 1. Grupo de Innovación Energética y Ambiental, Instituto Malvinas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata 2. Departamento de Ingeniería Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata 3. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
8	**DEGRADACION DE ÁCIDO ACETIL SALICÍLICO POR PROCESOS FENTON EN AGUAS DE UN LAGO ÁCIDO NATURAL. INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN** **Nichela, D. A.; Pedrozo,F.L.** Grupo de Estudio de Calidad de Aguas y Recursos Acuáticos, INIBIOMA, CCT- Patagonia Norte, CONICET. Centro Regional Universitario Bariloche. UNComa. Bariloche, Río Negro Argentina. Dirección: Quintral 1250 (8400) Bariloche Argentina tel: +54 294 4428505 int. 404 E-mail: daniela.nichela@crub.uncoma.edu.ar

Tema 3	Tratamiento y depuración
17	**REMOCIÓN DE FLUORUROS EN AGUA EMPLEANDO TiO2. ESTUDIO TEÓRICO EXPERIMENTAL** **Meier L.[3]; Lorenzetti A. S.[2]; Vidal E.[2]; Domini C.[2]; Neyertz C.[4] y Morgade. C. I. N[1,3]** 1. UTN-FRBB MatCat (Materiales Catalíticos para la remediación ambiental) 11 de abril 461, (8000) Bahía Blanca, Argentina. 2. INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Av. Alem 1253, (8000) Bahía Blanca, Argentina. 3. IFISUR, Departamento de Física, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina. 4. Instituto de Investigaciones en Catálisis y Petroquímica (INCAPE)-CONICET-Universidad Nacional del Litoral, Colectora Ruta Nacional 168, km 0, Pje El Pozo, (3000) Santa Fe, Argentina. cmorgade@frbb.utn.edu.ar
30	**APLICACIONES Y TENDENCIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON ARSÉNICO: EXTRACCIÓN A PARTIR DE ALUMINOSILICATOS MODIFICADOS** **Villafranca, J.C.[1,2]; Barbeito M.E.[1]; Clausen R.[1]; Martinis, E.M.[1,2]** 1. Laboratorio de Análisis Instrumental, DETI, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo; Centro Universitario, Ciudad de Mendoza, M5500 Mendoza, Argentina 2. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) jcvillafrancaa@gmail.com, Tel: +54-261-6575003 emartinis@mendoza-conicet.gob.ar, Tel: +54-261-4672305
36	**PRODUCTOS FARMACÉUTICOS COMO IMPORTANTES CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL AGUA, LA ADSORCIÓN BASADA EN PET RECICLADO COMO ALTERNATIVA DE REMOCIÓN** **Paredes, D.[1]; Vega, M.[2]; Martinis, E.[3].** 1. Instituto de Investigaciones Mineras – FI – Universidad Nacional de San Juan 2. Instituto de Ciencias Básicas – FFHA – Universidad Nacional de San Juan 3. Laboratorio de Análisis Instrumental, DETI, FI, Universidad Nacional de Cuyo – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Tecnológica Nacional Contacto: deideidamia@gmail.com
42	**EVALUACIÓN DEL AUMENTO DEL CAUDAL DE PRODUCCIÓN EN EL FUNCIONAMIENTO DE UNA PLANTA POTABILIZADORA DE BAJA CAPACIDAD** **León J.G.[1,2*], Madero C.M.[3], Del Barco F.R.[3], Barco G.J.[3], Sbarato S.[4], Garcilazo Gallardo S.[5] y Pedrozo F.L.[6,2]** 1. Centro de la Región Semiárida - Instituto Nacional del Agua. Va. Carlos Paz, Argentina. 2. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Buenos Aires. Argentina. 3. Cooperativa de Obras y Servicios Públicos Ltda. Villa del Dique. Villa del Dique, Argentina. 4. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales - Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. 5. IPET N° 76 Gustavo Riemann. Villa Rumipal, Córdoba. 6. INIBIOMA (CONICET– Universidad Nacional del Comahue). S. C. de Bariloche, Argentina. *: jleon@ina.gob.ar
56	**APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE PLATA OBTENIDAS MEDIANTE SÍNTESIS VERDE COMO ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA** **Gordon-Falconí C[1]; Iannone MF[1]; Zawoznik MS[2]; Cumbal L[3]; Debut A[3]; Groppa MD[1]** 1. Universidad de Buenos Aires. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Instituto de Química y Fisicoquímica Biológicas (IQUIFIB). Fac. de Farmacia y Bioquímica, Junín 956 (1113), Buenos Aires, Argentina. 2. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Química Biológica Vegetal 3. Centro de Nanociencia y Nanotecnología, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, Ecuador. cgordon@ffyb.uba.ar, mgroppa@ffyb.uba.ar

Tema 3	Tratamiento y depuración
58	**EVALUACIÓN DE CARBONES DE LLANTA COMO ADSORBENTES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES REALES DE LA INDUSTRIAL TEXTIL** **Ardila Arias, A. N.[1]; Amar Gil, S.[2]; Bedoya Betancur, S.[3]; Arriola Villaseñor, E.[4]; Barrera Zapata, R.[5]; Hernández, J. A.[6]; Zepeda, T. A.[7]** 1, 2, 3, 4. Research Group in Environmental Catalysis and Renewable Energies, Facultad de Ciencias Básicas Sociales y Humanas, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Apartado Aéreo 49-32, Medellín, Colombia. 5. Grupo CERES Agroindustria e Ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín Colombia. 6. Instituto Politécnico Nacional UPIIG. Av. Mineral de Valenciana 200, Col. Fraccionamiento Industrial Puerto Interior, 36275 Silao de la Victoria, Gto., México. 7. Centro de Nanociencias y Nanotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ensenada, BC. 22800, México. Email: [1*]anardila@elpoli.edu.co, [2]sebastianamar@elpoli.edu.co, [3]santiago_bedoya27081@elpoli.edu.co, [4]erasmoarriola@elpoli.edu.co, [5]rolando@udea.edu.co, [6]trino@cnyn.unam.mx, [7]jahernandezma@ipn.mx
59	**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE UN AGUA RESIDUAL REAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL USANDO BIOCARBONES DE CÁSCARA DE NARANJA** **Ardila Arias, A. N.[1]; Amar Gil, S.[2]; Bedoya Betancur, S.[3]; Arriola Villaseñor, E.[4]; Barrera Zapata, R.[5]; Hernández, J. A.[6]; Zepeda, T. A.[7]** 1, 2, 3, 4. Research Group in Environmental Catalysis and Renewable Energies, Facultad de Ciencias Básicas Sociales y Humanas, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Apartado Aéreo 49-32, Medellín, Colombia. 5. Grupo CERES Agroindustria e Ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín Colombia. 6. Instituto Politécnico Nacional UPIIG. Av. Mineral de Valenciana 200, Col. Fraccionamiento Industrial Puerto Interior, 36275 Silao de la Victoria, Gto., México. 7. Centro de Nanociencias y Nanotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ensenada, BC. 22800, México. Email: [1*]anardila@elpoli.edu.co, [2]sebastianamar@elpoli.edu.co, [3]santiago_bedoya27081@elpoli.edu.co, [4]erasmoarriola@elpoli.edu.co, [5]rolando@udea.edu.co, [6]trino@cnyn.unam.mx, [7]jahernandezma@ipn.mx

Tema 4	Oferta, demanda y evaluación de la calidad
9	**DISPONIBILIDAD DE AGUA Y NIVELES DE ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES EN LA PROVINCIA DEL CHACO - ARGENTINA** **Roshdestwensky, S.E.[1]; Corace, J. J.1; Basterra, J.L.[1], L. Noguera[2] y M.A. Moyano[2]** 1. Laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Nordeste. 3500, Resistencia – Chaco, Argentina e-mail: sergiorosh@gmail.com 2. Administración Provincial del Agua, Chaco.
12	**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO CONLARA AFECTADO POR ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA** **Acuña P. N.[1]; Pérez Iglesias, J. M.[2]; Colombetti, P. L. [1]; Bach, N. C.[3]; Gallardo, M. [1]; González, P. [2]; Almeida, C. [2]** 1. Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis. 2. INQUISAL, CONICET. FQByF, UNSL. Chacabuco 917 (D5700BWS), San Luis, Argentina. 3. IMIBIO, CONICET. FQByF, UNSL. Ejército de Los Andes 950 (D5700BWS), San Luis, Argentina. Tel. +54-266-4520300-int 6618/6818, e-mail: almeida@unsl.edu.ar

Tema 4	Oferta, demanda y evaluación de la calidad
25	**ANÁLISIS DEL FITOPLANCTON Y LA POSIBLE PRODUCCION DE CIANOTOXINAS EN EL EMBALSE ITIYURO (SALTA, ARGENTINA)** **Alvarez Dalinger, F.S.[1], Moraña, L.B.[2] y Salusso M.M.[2]** 1. Becaria CONICET. 2.Cátedra Calidad de Aguas, Facultad Ciencias Naturales, UNSA-Salta Avenida Bolivia 5150 – Fax 0387-4255455 floralvarezdalinger0@gmail.com
26	**INTEGRACIÓN DE ÍNDICES FISICOQUÍMICOS Y BIÓTICOS, PARA LA ESTIMACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO URBANO DE LA PROVINCIA DE SAN LUIS (ARGENTINA)** **Ortiz, C. G.[1]; Tello J. A.[2]; González S. P.[2] y Jofré M. B.[1]** 1. Área de Biología, Depto. de Biología. Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL. Ejército de los Andes 950, 5700, San Luis, Argentina, e-mail: cintiaortiz83@gmail.com, marianajofre@gmail.com 2. Área de Química Analítica, Depto. de Química e INQUISAL-CONICET, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL, Chacabuco 917, 5700, San Luis, Argentina, e-mail: tjesik32@gmail.com; spgonzalez66@gmail.com
27	**EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CLOROFILA-A UTILIZANDO TÉCNICAS GEOESTADÍSTICAS** **Ledesma M. M.[1,2*]; Bucheli Rosero L. A[3]; Ledesma C. R.[2]; Bonansea M.[2,4]; Rodriguez C.[1,2]; Pinotti L.[4,5]** 1. Instituto de Ciencias Veterinarias del Centro del País (INCIVET). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC-CONICET). Ruta Nacional 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina. E-mail: mledesma@ayv.unrc.edu.ar. Tel: +54 358 46 76154 (*Autor Correspondiente). 2. Departamento de Estudios Básico y Agropecuarios, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAV), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Argentina. 3. Programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Mariana, San Juan de Pasto, Colombia. E-mail: luibucheli@umariana.edu.co 4. Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Sustentabilidad Ambiental (ICBIA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC-CONICET), Argentina. 5. Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC, Argentina.
32	**EVALUACIÓN DE LA APTITUD BACTERIOLÓGICA PARA USO RECREATIVO EN PLAYAS DE MAR DEL PLATA (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)** **Esquius K. S.[1*]; Domínguez M. S.[1]; Pérez Guzzi J.[1]; Folabella A.[1] y Escalante A.H.[2]** 1. Laboratorio de Microbiología, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET. 2. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET. kesquius@mdp.edu.ar
33	**UTILIZACION DE INDICES PARA INTERPRETAR LA CALIDAD DEL AGUA** **Maero Ivana** Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de San Luis. Campus universitario: Ruta Provincial Nº 55 (ex 148) Extremo norte. Villa Mercedes (5730) San Luis, Argentina email: ismaero@unsl.edu.ar
38	**APLICACIÓN DE INDICADORES PARA EVALUAR LA CALIDAD DE EFLUENTES DE UNA INDUSTRIA CERVECERA** **Mainardi-Remis, J. M.[1]; Gutiérrez-Cacciabue, D.[1] y Rajal, V. B.[1,2]** 1. Instituto de Investigaciones para la Industria Química (INIQUI)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Salta (UNSa); Facultad de Ingeniería, UNSa. Salta, Argentina; tinchomainardi@gmail.com; dolo83@gmail.com 2. Singapore Centre for Environmental Life Sciences Engineering, Nanyang Technological University, Singapore. vbrajal@gmail.com

Tema 5	Agua, ambiente, energía y cambio climático
4	**IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS RECURSOS HÍDRICOS DE ESPAÑA** **Cruz Pérez, N.[1]; Rodríguez Martín, J.[1]; Ioras, F.[2]; García, C.[3]; Santamarta Cerezal, J.C.[1]** 1. Universidad de La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España. C/Pedro Herrera, s/n, 38200, La Laguna. Teléfono: +34 922 31 65 02 2. Institute for Conservation, Sustainability and Innovation, Buckinghamshire New University, High Wycombe, United Kingdom 3. Universidad de las Islas Baleares, Palma. España. Carretera de Valldemossa, km 7.5, 07122, Palma, Baleares ncruzper@ull.edu.es
52	**EVALUACIÓN DEL DISEÑO DE UNA MICRO TURBINA FRANCIS** **Irazusta, M. B.; Reyna, T. M.** Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. belen.irazusta@gmail.com, teresamaria.reyna@gmail.com

Tema 6	Tecnologías de instrumentación
6	**DISEÑO DE UN MODELO DE CONTROL PARA UN PROTOTIPO DE BOMBA NEUMÁTICA DE DESPLAZAMIENTO POSITIVO** **Greco H.; Paredes L.; Bergoglio F.; Rodrigo L.** Laboratorio de Energías Renovables Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de San Luis Ruta Prov. 55 – Ext. Norte- C.P. 5730 - Villa Mercedes - San Luis - Argentina Tel. Central VoIP: 054-2657-531000 Int. 7169 - e-mail: humberto5061@hotmail.com
37	**TELEDETECCIÓN APLICADA AL MONITOREO DE DINÁMICAS FITOPLANCTÓNICAS DEL EMBALSE SALTO GRANDE** **Drozd A.A.; Bordet F** Área de Gestión Ambiental, Gerencia de Ingeniería y Planeamiento, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM), Concordia, Entre Ríos - Argentina Email: andreadrozd@yahoo.com.ar

Tema 7	Economía, educación y legislación del agua
23	**ANÁLISIS DE PRECIOS UNITARIOS PARA RIEGO RESIDENCIAL AUTOMATIZADO: UN ESTUDIO DE CASO** **Sánchez Astello M. M.[1] y Miranda Cruz D.[2]** 1. Profesor Investigador del Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo ubicada en Carretera México Texcoco km. 38.5, Chapingo, México. C.P. 56230. Tel. (52) 595 9521500 ext. 5698, mastello83@hotmail.com.; 2. Ingeniero en Irrigación.
24	**DETERMINACION DEL COSTO DE EXTRACCION Y PRECIO DE VENTA DE AGUA PARA USO POTABLE: UN ESTUDIO DE CASO** **Sánchez Astello M. M.[1] y Bravo Anaya L.A.[2]** 1. Profesor Investigador del Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo ubicada en Carretera México Texcoco km. 38.5, Chapingo, México. C.P. 56230. Tel. (52) 595 9521500 ext. 5698, mastello83@hotmail.com. 2. Ingeniero en Irrigación.

Tema 7	Economía, educación y legislación del agua
57	**MONITOREO DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE SAN ROQUE A PARTIR DE IMÁGENES SATELITALES LANDSAT 8** **Cosano N.[1*]; Germán A.[2,3]; Scavuzzo M.[3]; Ferral A.[3,4,5**]** 1. Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) , Córdoba, Argentina 2. Instituto Gulich, UNC-CONAE, Centro Espacial Teófilo Tabanera, Falda del Cañete, Argentina 3. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnicas (CONICET), Córdoba, Argentina 4. Cátedra UNESCO en Seguridad Humana y Desarrollo Regional, UBP, Córdoba, Argentina *noeliacosano@gmail.com; **aferral@conae.gov.ar

Tema 8	Agua de uso agrícola
46	**VALORACIÓN DE LA EFICIENCIA DE USO DEL AGUA Y HUELLA HÍDRICA EN CULTIVOS DE *VITIS VINIFERA* L. EN CÓRDOBA, ARGENTINA** **Bracamonte E.[1*]; Angulo1 E. [1]; Romero, F.[1]; Bustamante, O.[1]; Casabo, A.[1]; López, L.[1]; Croce, A.[1]; Mattof, E.[2]** 1*. Ecotoxicología. Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNC. ebracamo@agro.unc.edu.ar 2. AER INTA, Córdoba.

COMUNICACIONES	
2-01	**ESTUDIO PRELIMINAR DEL COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UNA CUENCA SUPERFICIAL DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3** **Casado, A.[1,2], Iguacel, N. A.[3] y López, N. C.[4,5]** 1. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. 12 de Octubre 1198 - 4º piso. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. 2. GEOLAB UMR 6042, Université Clermont Auvergne, CNRS. 3. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. 4. Área I-Hidráulica. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. 5. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca, 8000, Argentina. nclopez@uns.edu.ar
2-02	**ANÁLISIS PRELIMINAR DE AJUSTE DE MODELO HÍDRICO EN UN CAUCE DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3** **López, N. C.[1,2] y Aguinaga Martínez, M.[3]** 1. Área I-Hidráulica. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. 2. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca, 8000, Argentina. 3. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. nclopez@uns.edu.ar
2-03	**DESARROLLO DE UN TEST DE LECTURA A SIMPLE VISTA PARA EL CONTROL DE SOLUCIONES DESINFECTANTES DE HIPOCLORITO DE SODIO** **Vidal E; Lorenzetti A, Domini C.** INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina. ezquielvidal.estudio@gmail.com

COMUNICACIONES

2-04	**TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL URBANA MEDIANTE HUMEDALES BIOELECTROQUÍMICOS CON GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD** **Zerbatto, MG; Pizarro, AV; Modini, LB*** Cátedra de Tratamiento de Efluentes. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Litoral Edificio FBCB – Ciudad Universitaria UNL - Ruta Nacional Nº 168, km 472 CPA S3000ZAA. Santa Fe. Argentina - Tel: +54 (0342) 4575206/09/215 int. 132 *lmodini@fbcb.unl.edu.ar
2-05	**EFECTO DE UN POLÍMERO ABSORBENTE, COMO ENMIENDA DEL SUELO, SOBRE EL MANEJO DEL RIEGO EN PLANTACIONES JÓVENES DE NOGAL (*JUGLANS REGIA*)** **F.M. Saavedra Albrieu[1], J.J. Meleh[1], A.A. Meleh[1] y L.N. Podestá[2]** 1. Escuela de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Chilecito, La Rioja, Argentina. 2. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina Campus Ruta Los Peregrinos S/N – Tel. +54 03825 426291 ingeniero.fsaavedra@gmail.com
2-06	**EL DERECHO DEL USO DEL AGUA: ANÁLISIS LEGISLATIVO E INSTITUCIONAL EN LA PROVINCIA DE SAN JUAN (PICTO-UCCUYO 2019-2021)** **Aciar A. Mariela; F. J. Aciar; F. Guirado; L. Jimenez; F. Robledal** Universidad Católica de Cuyo-San Juan. Av. Ignacio de la Roza - Rivadavia San Juan Teléfono: 2644996023 investigacion@derecho.uccuyo.edu.ar

TESIS

3-01	**EVOLUCIÓN FUTURA DE CURVAS IDT A PARTIR DE DATOS GENERADOS CON GCMS** **Autor: SEGURA ELLIS, Joaquín Sebastián** **Tutor: MSc. Ing. Baraquet, María Magdalena** **Supervisor Externo: MSc. Ing. Álvarez, Javier** Práctica Profesional Supervisada Ingeniería Civil Universidad Nacional de Córdoba Facultad de Ciencias Físicas, Exactas y Naturales joako190196@hotmail.com
3-02	**FACTIBILIDAD DE IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES A UNA INDUSTRIA DE ALIMENTOS** **Navarro José Luis** Trabajo Final de la Especialidad en Química Ambiental Facultad de Ciencias Químicas (FCQ) - Universidad Nacional de Córdoba (UNC) josenavarro@agro.unc.edu.ar
3-03	**ESCORRENTÍA URBANA – TRANSPORTE DE LA CONTAMINACIÓN** **Beé, Hernán Daniel** Trabajo de tesis :Especialidad en Ingeniería Ambiental -Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional Delta. Ingeniero Civil, Docente e investigador de la Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional General Pacheco (UTN FRGP). La Plata 3660 (Bella Vista) - Buenos Aires, 011 15 3860 0277 ing.hernanbee@gmail.com

Índice

- 1. Gestión del agua y salud.
- 2. Manejo, aprovechamiento y reutilización.
- 3. Tratamiento y depuración.
- 4. Oferta, demanda y evaluación de la calidad.
- 5. Agua, ambiente, energía y cambio climático.
- 6. Tecnologías de instrumentación.
- 7. Economía, educación y legislación del agua.
- 8. Agua de uso agrícola.
- Comunicaciones.
- Tesis.
- Disertantes.

1- Gestión del agua y salud.

- EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN TRAMO DEL RIO SUQUIA, CORDOBA, ARGENTINA.
- SISTEMA FRUGAL CONTINUO PARA LA REDUCCIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN AGUA PARA CONSUMO.
- ESTADO TRÓFICO DE DOS EMBALSES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA Y RIESGOS POTENCIALES PARA LA SALUD PÚBLICA.
- ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO: GESTIÓN SUSTENTABLE DEL AGUA DE VILLA MARÍA. GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA CUENCA DEL CTALAMOCHITA.
- DESABASTECIMIENTO HÍDRICO EN EL SISTEMA DE CIUDADES DE COLOMBIA: ORDENAMIENTO AMBIENTAL Y TERRITORIAL EN LA MACROCUENCA HIDROGRÁFICA MAGDALENA-CAUCA.
- DIAGNÓSTICO DE LAS CONDICIONES DE SANEAMIENTO BÁSICO Y ENFERMEDADES DE ORIGEN GASTROINTESTINAL EN VEREDAS DE TRES MUNICIPIOS DEL NORDESTE DE ANTIOQUIA, COLOMBIA 2018-2020.
- LA GESTIÓN DEL AGUA EN ARGENTINA A TRAVÉS DEL INDICADOR ODS 6.5.1.
- CONSECUENCIAS DE LA PANDEMIA MUNDIAL COVID-19 EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN TRAMO DEL RIO SUQUIA, CORDOBA, ARGENTINA

Pierotto, M[1].; Murialdo R[2].; Daga I.C.[2]

1- University Network (IUN)
2- Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
pierjavier@gmail.com; inesclaudiadaga@gmail.com

Resumen

Los ríos en su paso por centros urbanos sufren importantes alteraciones que afectan su estructura y dinámica natural. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la calidad del agua en un tramo del Río Suquía relacionando información de parámetros físico químicos con indicadores biológicos. El área de estudio comprende el sector de 5 km al noroeste de la ciudad de Córdoba donde se realizaron determinaciones de parámetros físicos químicos, metales pesados, hidrocarburos, microbiológicos y comunidades fotosintéticas. Para establecer la calidad del recurso con fines recreativos aplicamos un Índice de calidad de Agua (ICA) y su comparación con Niveles Guías Nacionales.
Los resultados obtenidos de calidad de agua de la sección estudiada, a través de parámetros individuales o su conjunto muestran valores con escasas variaciones; estas aguas si bien admiten uso recreativo de contacto directo, la presencia de indicadores ambientales de contaminación como Coliformes Fecales, *Escherichia coli* y especies flageladas del fitoplancton estarían señalando que reciben el aporte de contaminantes en su paso por el área urbanizada. Lo que perjudica su calidad de uso y puede también representar un riesgo para la salud de las personas. Además de los aspectos cuantitativos de calidad establecidos, no quedan desvinculados aspectos estéticos y de seguridad, observándose la presencia residuos sólidos urbanos, residuos de obras, descargas de efluentes domésticos, animales muertos y objetos peligrosos sumergidos. Lo que haría que en el estado actual, este sector del río no sea apto para actividades recreativas de contacto directo o bien tener uso restringido mientras esta situación no se modifique.

Palabras claves: Río Suquía; Calidad de Agua; Uso.

Abstract

Rivers as they pass through urban centers undergo significant alterations that affect their structure and natural dynamics. The objective of this work was to evaluate the water quality in a stretch of the Suquía River, relating information on physical-chemical parameters with biological indicators. The study area includes the sector 5 km northwest of the city of Córdoba where determinations of physical-chemical parameters, heavy metals, hydrocarbons, microbiological and photosynthetic communities were made. To establish the quality of the resource for recreational purposes we apply a Water Quality Index (ICA) and its comparison with National Guide Levels.
The water quality results obtained from the studied section, through individual parameters or their set, show values with little variation; Although these waters admit recreational use of direct contact, the presence of environmental indicators of contamination such as Fecal Coliforms, Escherichia coli and flagellated species of phytoplankton would indicate that

they receive the contribution of pollutants as they pass through the urbanized area. What damages its quality of use and can also represent a risk to people's health. In addition to the quantitative aspects of quality established, aesthetic and safety aspects are not unrelated, observing the presence of solid urban waste, construction waste, domestic effluent discharges, dead animals and submerged dangerous objects. What would make this sector of the river in the current state not suitable for recreational activities of direct contact or have restricted use as long as this situation does not change.

Keywords: Suquía River; Water Quality, Use.

Introducción

Los ríos constituyen sistemas socio-ecológicos complejos que nos brindan bienes y servicios ambientales, siendo una de las principales fuentes de agua para consumo del hombre. Sin embargo, el crecimiento demográfico y la expansión de los núcleos urbanos hacia los espacios fluviales causan importantes alteraciones en su funcionamiento hidrológico, morfológico y ecológico (Kamp, Binder & Hölzl, 2007; Tucci, 2008). El resultado de la sucesiva intervención del hombre en los ríos, a escala global, se ha traducido en una pérdida de las funciones y valores que ofrecen los sistemas fluviales, ante tal estado de deterioro es que en la actualidad se hace indispensable los trabajos de recuperación de ríos y riberas avalada con experiencias y estudios con una base científica (Calow & Petts, 1994).

Por esta razón, se han implementado en diferentes ciudades del mundo proyectos dirigidos a promover acciones que inicien o aceleren la recuperación de ríos urbanos con el objetivo de minimizar lo más posible su deterioro ecológico, aumentar su resiliencia a perturbaciones externas y vincular su paisaje de manera armónica con la ciudad (Bernhardt et al., 2005; Marques & Junior, 2014; Nakamura, Tockner & Amano, 2006). No obstante, son pocas las iniciativas que han estado acompañadas por algún sistema de monitoreo que permita medir sus avances y generar información valiosa para tomar decisiones bajo un enfoque adaptativo (Downs & Kondolf, 2002).

Para el estudio de los sistemas acuáticos, es frecuente la utilización de indicadores biológicos ya que constituyen estimaciones más generalizadas y eficaces sobre lo que realmente puede estar ocurriendo con la calidad de agua del sistema; no sólo por reflejar condiciones actuales sino también por reflejar condiciones de épocas pasadas (Oscoz et al., 2007). Entender las amenazas a los que están expuestos estos ecosistemas y tener herramientas para evaluar estos impactos es esencial para la conservación y el manejo de los ecosistemas acuáticos.

El Río Suquía es el principal cuerpo de agua que atraviesa la ciudad de Córdoba y se ha observado un progresivo deterioro de la calidad del agua en su paso por esta Ciudad que han llevado a una disminución en la diversidad de las comunidades ictícolas (Bistoni et al., 1999; Pesce & Wunderlin, 2000) y ficológicas (Donini, 2000: Mengo, 2017).

El objetivo del trabajo fue evaluar la calidad del agua en un sector del Río Suquía relacionando información de parámetros físico químicos con indicadores biológicos. A los fines integrar enfoques multidisciplinarios en la metodología de estudios de calidad de agua.

MATERIALES Y METODOLOGÍA

Ubicación del Área de estudio

El sector bajo estudio del Río Suquía es de aproximadamente 5 km de longitud, se encuentra situado en el Sector noroeste de la Ciudad de Córdoba delimitado por los barrios de Villa Warcalde y Villa Belgrano hasta el Puente Gavier en las inmediaciones del Estadio Kempes. La margen izquierda se encuentra urbanizada por los barrios anteriormente mencionados y sobre margen derecha se ubica la Reserva Natural Parque San Martín. Fueron seleccionados 3 puntos de muestreo, teniendo en cuenta la morfología fluvial, accesibilidad y alteración por factores antrópicos: Punto 1 (P1) tramo próximo al puente Los Carolinos, Punto 2 (P2) tramo medio y Punto 3 (P3) tramo meandriforme (Fig. 1).

Figura 1. Localización espacial de los sitios de monitoreo de calidad de agua.

Metodología

El muestreo se realizó en agosto de 2017. En cada uno de los puntos de muestreo, se tomaron muestras simples, siguiendo el método modificado de muestreo en vertical de la columna de agua en el *centroide* del flujo de la corriente (U.S. Geological Survey, 1980). *In situ* se realizaron mediciones: pH, Conductividad, Temperatura y Oxígeno Disuelto con la utilización de sensores portátiles y se recolectaron muestras en botella de plástico de 3000 ml, sin cámara de aire para los siguientes parámetros físico químico: Demanda bioquímica de oxígeno, Detergentes, Hidrocarburos totales de petróleo, Nitrógeno total kjeldahl, pH, Sólidos disueltos totales, Turbiedad, Amonio (NH_4^+), Nitritos (NH_2^-), Nitratos (NO_3^-), Cloruros (Cl^-), Fosfatos (PO_4^{3-}), Cadmio, Cromo, Mercurio y Plomo.

En frascos estériles de 150 ml se recolectaron muestras para la determinación de Bacterias coliformes totales, Bacterias coliformes fecales y *Escherichia coli*. Todas las muestras fueron acondicionadas y refrigeradas en campo para su envío al laboratorio. (US-EPA Method, 2007).

El muestreo para el análisis de fitoplancton fue realizado con una red de plancton de unos 20 micras de diámetro de poro, para el bentos las muestras se recogieron del fondo del cauce y el perifiton se obtuvo del raspado de restos de vegetales (hojas, tallos) y rocas. El análisis taxonómico se realizó mediante el empleo de microscopio óptico y para la ubicación taxonómica de las especies se utilizaron las claves, manuales de identificación específica para cada grupo.

A partir de la construcción de tablas de presencia-ausencia con todas las especies se estimó la frecuencia relativa de acuerdo a la siguiente fórmula FR= Si/N x 100 donde: Si = número de presencia de la especie i en las muestras; N = número total de muestras. El recuento de organismos fue realizado con la cámara de Sedgwick-Rafter. El calculó de la biomasa algal se realizó a partir de la clorofila a (APHA, 1995) y el biovolumen geométrico (Hillebrand et al., 1999). Para el cálculo de la diversidad se utilizó el índice de Shannon Weaver (1949). Se aplicó el Índice de Calidad de Agua (ICA), el mismo se obtiene a partir de una suma lineal ponderada de 9 parámetros: oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, DBO, temperatura, fosfatos, nitratos, turbiedad y sólidos totales. El resultado de su aplicación es un número entre 0 y 100, donde 0 representa una mala calidad de agua y 100 una excelente calidad de agua (National Sanitation Foundation, 2007).

Con el propósito de realizar una combinación y comparación entre los resultados de las muestras y clasificar el tramo de estudio para su uso con fines recreativos y protección de la biota acuática, tomando como referencia los niveles guías establecidos por EPA Water Quality Criteria (2009), Niveles Guías Nacionales de Calidad de Agua Ambiente correspondientes a *Escherichia coli* de la Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación (2003) y criterios utilizados para la definición de los valores asociados a cada zona de uso (ACUMAR, 2009). En nuestro trabajo utilizamos 14 parámetros de referencia para la clasificación del tramo de estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros físico-químicos

El agua del Río Suquía en el tramo de estudio, en general no presenta variabilidad en sus parámetros físico químico y microbiológico. Pero se observó un aumento gradual de parámetros indicadores de contaminación, a medida que avanzamos aguas abajo, entre el sitio de muestreo P2 y P3.

El pH obtenido en dichos puntos fue entre 8,19 y 8,45 y el Oxígeno Disuelto presentó valores 6,7 – 6,9 mg/L respectivamente, por encima de 5 mg/L que es lo recomendado para el mantenimiento de la biota acuática. La materia orgánica, medida como DBO, resultó con valores entre 2 y 3 mg/L, concentración que permite la realización de actividades recreativas de contacto directo y preservación de la biota acuática. Las concentraciones de Sólidos Totales Disueltos (STD) obtenidas fueron entre 326 a 410 mg/L, la conductividad se encuentra entre 430 a 586 µS/cm, la composición iónica nos indica un dominio del catión Ca^{+2} y del anión HCO_3^- clasificando estas aguas como bicarbonatadas cálcicas.

Las concentraciones de nitratos, superó en el P1 (16,25 mg/L) los valores de referencia para otros cursos de aguas superficiales de Argentina, siendo un indicador de contaminación por aporte de actividades antrópicas y representan un riesgo para la vida

de especies acuáticas sensibles a estos compuestos. De los metales pesados estudiados (Cd, Cr, Hg y Pb), las concentraciones encontradas son bajas (<0,001 – 0,001 mg/L) pero superiores a los rangos recomendados por organismos internacionales como EPA Water Quality Criteria (2009) para protección de la biota acuática.

En todos los sitios de muestreo (P1, P2 y P3) se encontró la presencia de Coliformes totales, Coliformes fecales y en los puntos P2 y P3 presencia de *Escherichia coli*. En el sitio P2, se encontraron los valores más altos de Coliformes totales y Coliformes Fecales, con respecto a P1 y P3. Los sitios P2 y P3 además de representar los puntos de mayor carga microbiológica de Coliformes Fecales registran presencia de *Escherichia coli*, indicador de contaminación por materia fecal humana.

En el tramo de estudio las cargas microbiológicas no superan los valores guías nacionales e internacionales consultados para actividades recreativas de contacto directo; pudiendo categorizarlo como muy bueno y excelente para actividades recreativas de contacto directo. Sin embargo, todos los sitios de muestreo (P1, P2 y P3) muestran presencia de Coliformes totales y Coliformes fecales. Y en los puntos P2 y P3 presencia de *Escherichia coli*, indicador de contaminación por materia fecal humana. Lo que representa un alerta ambiental de posible riesgo a la salud por actividades recreativas con contacto directo.

Fitoplancton, perifitón y bentos

Se identificaron un total de 38 taxa pertenecientes a los siguientes grupos: Diatomeas 19, Chloroplastida 11, Cyanobacteria 5, Dinophyceae 1, Euglenozoa 1 y Chrisophyceae 1 (Fig. 1). El P1 presenta la mayor riqueza de especies tanto para el fitoplancton como para perifiton y bentos. El fitoplancton muestra una distribución similar en todo el tramo de estudio, mientras que se ha observado una disminución gradual de especies del perifiton y bentos en el P2, siendo mayor en el P3 (Fig. 2).

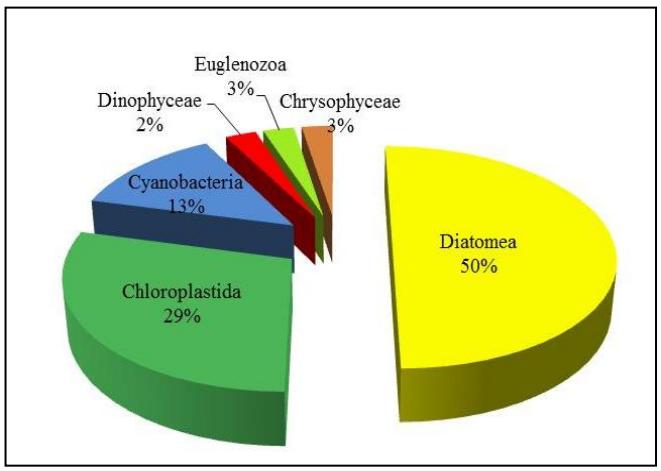


Figura 1. Distribución de la comunidad ficológica en los distintos grupos taxonómicos

Las diatomeas y las algas verdes (Chloroplastida) presentaron la mayor riqueza de especies. Ambos grupos se reportan como los más representativos para diversos ríos y arroyos del país (Luque y Martínez de Fabricius, 2003; Mirande y Traccana, 2005; Galea et al., 2014). Las especies que registraron mayor frecuencia fueron *Cocconeis placentula* var, *euglypta* (100%); *Cyclotella meneghiniana* (70%); *Melosira varians* (80%) y *Nitszchia sigmoidea* (55%). Las algas verdes que presentaron mayor frecuencia son las especies flageladas del género *Chlamydomonas* (45%) y la filamentosa *Cladophora glomerata* (33%). Las cianobacterias se ubicaron en tercer lugar con un total de 5 taxones donde la mayor frecuencia corresponde a *Leptolynbya notata* (33%) y *Oscillatoria* sp. (33%). Las Dinophyceae, representadas por una sola especie *Ceratium furcoides* (frecuencia del 45 %); y dentro de las Euglenozoa *Euglena agilis* (70%).

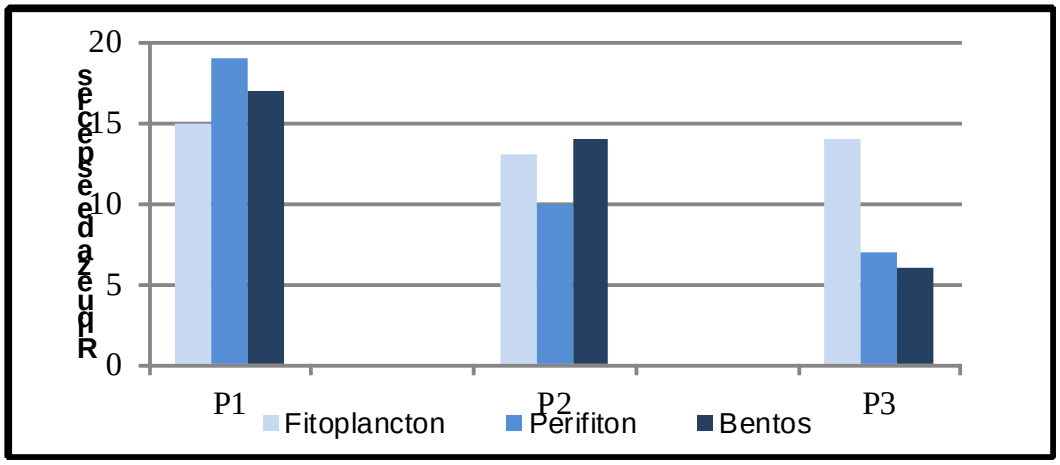


Figura 2. Distribución de la comunidad ficológica. Referencias: P1, punto1; P2: punto2; P3: punto3.

Se conoce, que las comunidades de algas son muy sensibles a los cambios fisicoquímicos en su medio ambiente, por lo que muchas especies de fitoplancton son utilizadas como indicadoras de la calidad del agua (Reynolds, 1997; Reynolds et al., 2002; Brettum & Andersen, 2005). Por tanto en principio se puede afirmar que las especies bioindicadoras son aquellas en las que dependiendo de factores como su composición, abundancia, distribución, medición de la diversidad, presencia o ausencia de organismos específicos, pueden ser usadas para evaluar la condición de un ecosistema (Yucra & Tapia, 2008; De La Lanza et al., 2000). Dentro de los organismos identificados especies como *Aulacoseira granulata, Cocconeis placentula* var. *euglypta, Cyclotella meneghiniana, Diatoma, Melosira varians, Nitzschia palea, N. sigmoidea*, han sido citadas para ríos contaminados del noroeste de nuestro país (Seeligmann *et al.*, 2001). *Closterium aciculare,* alga verde citada como bioindicadora de ambientes eutróficos (Pinilla, 2000). El dinoflagelado *Ceratium furcoides,* (Dynophyceae), es un organismo considerado bioinvasor, con amplia distribución en Argentina y Córdoba. Produce floraciones que le otorgan al agua una coloración amarronada, es una especie indicadora de estados medios a altos de eutrofia (Boltovskoy et al., 2013).

El mayor número de células se registró en el sitio P1 con 139 cel.mL^{-1} y un biovolumen de 0,99 mm^3.L^{-1}; seguido por P3 con 62 cel.mL^{-1} y un biovolumen de 0,22 mm^3.L^{-1}y por último P2 con 49 cel.mL^{-1} y 0,19 mm^3.L^{-1}. Los valores de biovolumen se

encuentran dentro de los mencionados para una revisión de unos 50 ríos del mundo (81 % templados y 19 % tropicales) con valores promedios entre 0,06 y 25 mm^3 (Zalocar, 1999).

La diversidad se calculó con el índice de Shannon & Weaver, este índice también determina el estado de contaminación de una masa de agua. Se presenta una escala de valores normales de diversidad para cada nivel de contaminación que van de 0 a 4 $bits.ind^{-1}$ en donde los valores mayores que 3 indican agua limpia; entre 1-3 indican contaminación moderada y valores inferiores a 1 se caracterizan por estar fuertemente contaminada (Wilham & Dorris, 1968). En este trabajo se observaron valores de diversidad entre 1,8 y 2,32 $bits.ind.L^{-1}$ (contaminación moderada). El P1 presentó los valores menores de diversidad debido a la alta dominancia ejercida por tres especies: *Cocconeis p.* v *euglypta, Aulacoseira garanulata* y *Euglena* sp.

La estimación de la biomasa a través de la concentración de clorofila "*a"* muestra una concentración similar en todo el tramo de estudio (30 a 35 $\mu g.L^{-1}$). Son valores que indican mediana-alta productividad por presencia de nutrientes y cargas orgánicas. También se ha observado en estos puntos mayor crecimiento de macrófitas acuáticas en el cauce del río.

Índice de Calidad de Agua (ICA)

El ICA en el tramo de estudio presentó un rango entre 63,55 – 64,49 (Tabla 1). De acuerdo a estos valores la calidad del agua es regular.

Tabla 1: Valores del ICA en el tramo de estudio.

Puntos de muestreo	Valor ICA	Calidad del agua
P1	**63,92**	Regular
P2	**64,49**	Regular
P3	**63,55**	Regular

En la Tabla 2, se muestran los resultados de los parámetros establecidos como criterios para la clasificación de uso del tramo del Río Suquía.

Tabla 2. Referencias: ✓ Cumple el rango ● Observable

Parámetro	P1	P2	P3	Tipo II	Cumplimiento
pH	8,19	8,2	8,45	06-sep	✓
T (C)	21,2	15,8	16	15 - 35	✓
O.D (mg/L)	6,7	6,83	6,9	>5	✓
D.B.O (mg/L)	3	2	2	<3	✓
N-NO_3^-	16,25	10,81	7,4	<10	●
E. coli (NMP/100 ml)	Ausencia	Presencia	Presencia	<2 x 102	✓
Coliformes Totales (NMP/100 ml)	350	460	170		
Fósforo (mg/L)	0,65	0,55	0,55	Sin restricción	✓
Detergentes (mg/L)	0,1	0.06	0.010	<0,5	✓
Cromo (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	0,05	✓
Plomo (mg/L)	0,004	0,002	0,001	<0,05	✓
Cadmio (mg/L)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	✓
Mercurio (mg/L)	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	✓
Hidrocarburos totales	<0,1	0,18	<0,1	<0,05-0,2	✓

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de la calidad de agua en el tramo estudiado del Río, ya sea a través de parámetros individuales o del conjunto de parámetros analizados permite observar; por un lado que estas aguas admiten uso recreativo de contacto directo, pero la presencia de indicadores de contaminación como Coliformes Fecales, *Escherichia coli* y numerosas especies algales, estarían señalando que este sector recibe aporte de contaminantes en su paso por el área urbanizada. Lo que perjudica su calidad de uso y puede también representar un riesgo para la salud de las personas.

Las concentraciones de nitratos, superan en el P1 (16.25 mg/L) los valores de referencia para otros cursos de aguas superficiales de Argentina y es un indicador de contaminación por aporte de actividades antrópicas y representan un riesgo para la vida de especies acuáticas sensibles a estos compuestos. Respecto a los metales pesados estudiados (Cd, Cr, Hg y Pb), las concentraciones encontradas son bajas (<0,001 – 0,001 mg/L) pero superiores a los rangos recomendados por organismos internacionales para protección de la biota acuática.

El Índice de Calidad de Agua (ICA) califica al tramo de estudio como regular, de acuerdo a esta clasificación: son aguas que poseen baja diversidad de biota acuática, pueden manifestar crecimiento anormal de algas, experimentan problemas de contaminación y ocasionalmente se ve perjudicada su calidad de agua. Coincidiendo esta caracterización con los bajos índices de diversidad obtenido para algas y cianobacterias.

Considerando la clasificación de uso planteada para la cuenca del río Matanza Riachuelo y su comparación, nos indica que las aguas comprendidas entre el tramo del

Puente Los Carolinos y el Puente Gavier *cumple* con los rangos de parámetros de calidad para de Uso II: recreativas con contacto directo. El único parámetro observable son los nitratos.

Además de los aspectos cuantitativos de calidad establecidos, no quedan desvinculados aspectos estéticos y de seguridad; los lugares destinados a actividades recreativas deben estar libres de objetos sumergidos o flotantes que puedan causar daños físicos. Relacionado con estos aspectos, se pudo observar que en diferentes puntos a lo largo del sector del Río estudiado la presencia de residuos sólidos urbanos, residuos de obras, descargas de efluentes domésticos, animales muertos y objetos peligrosos sumergidos. Lo que haría en el estado actual, que gran parte del Sector sea no apto para actividades recreativas o de uso restringido.

A los fines de avanzar hacia una clasificación ecológico del tramo de estudio sugerimos continuar con el monitoreo, e incorporar estudios de macroinvertebrados acuáticos y fauna ictícola entre otros.

BIBLIOGRAFIA

ACUMAR, 2009. Anexo II usos. Criterios utilizados para la definición de los valores asociados a cada zona de uso. Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo

American Public Health Association (APHA), 1995. "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater", USA, APHA, Washington, DC 20005, 19th Edition, pp 4-92 4-93.

Brettum, P. & Andersen T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA Report, 197pp.

Bernhardt, E. S., Palmer, M. A., Allan, J. D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D. L., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D. D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G. M., Lake, P. S., Lave, R., Meyer, J. L., O'Donnell, T. K., Pagano, L., Powell, B., & Sudduth, E., 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science,* 308(5722), 636-637. doi: 10.1126/science.1109769.

Bistoni, M. A., Hued, A. C., Videla, M. M., Sagretti, l., 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72:325-335.

Boltovskoy, A.; Echenique, R. & Guerrero, J. M., 2013. Colonización de limnotopos de Argentina por *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Memorias XXIX Jornadas Argentinas de Botánica & XV Reunión Anual de la Sociedad Botánica de Chile. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica,* 38 (Supl.).

Calow, P. y Petts, 1994. The Rivers Handbooks. Vol. II. Blackwell Publicacion, Oxford.

De La Lanza, E. G., Hernández, P.S., Carbajal, J.P.L., 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación, Bioindicadores. Plaza y Valdés. México.

Donini, C.,2000. Análisis de la variación de la diversidad de especies algales Bioindicadoras de contaminación en el Río Suquía (Córdoba, Argentina). Tesis de Grado, pp 144.

Downs, P. W., Kondolf, G. M., 2002. Post-Project Appraisals in Adaptative Management of River Channel Restoration. *Environmental Management*, 29(4), 477-496.

Galea, M. J.; Bazán, G. I.; Álvarez, S. B. & Martínez De Fabricius, A. L. 2014. Estudio del fitoplancton aguas arriba y aguas abajo del Dique Embalse Casa de Piedra, río Colorado (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 287-300.

Hillebrand, H., Durselen, C.D., Kirschtel, U., Pollingher, T., Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol*., 35: 403-424.

Kamp, U., Binder, W., Hölzl, K., 2007. River habitat monitoring and assesment in Germany. Environmental monitoring and assessment, 127(1-3), 209-226.

Luque, M. E., Martínez de Fabricius, A. L., 2003. Distribución temporal del fitoplancton y epiliton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Limnetica,* 22(3-4): 19-34

Marques, C. P. M., Junior, A. P. M., 2014. Artificialização de cursos d'água urbanos e transferência de passivos ambientais entre territórios municipais: reflexões a partir do caso do Riberão Arrudas, Região Metropolitana de Belo Horizonte-MG. Revista Geografias, 10(2), 100-117.

Mengo, L., 2017. Composición taxonómica y riqueza de diatomeas en el Río Suquía, Córdoba (Argentina). Revista Facultad De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales, UNC. 4 (2): 55-62.

Mirande, V., Tracanna, B., 2005. Fitoplancton de un río del noroeste argentino contaminado por efluentes azucareros y cloacales. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 40 (3-4): 169-182.

Nakamura, K., Tockner, K., Amano, K., 2006. River and wetland restoration. BioScience, 56(5), 419-429.

NSF "WQI – National Sanitation Foundation, Consumer Information," 2007.

Oscoz, J., Gòma, J., Ector, L., Cambra, J., Pardos, M., Durán, C., 2007. Estudio compartativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnética* 26(1): 143-158.

Pesce, S. F., Wunderlin D. A., 2000. Use of water quality index to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía River. *Water Research*, 3(11):2915-2926.

Pinilla, G. A**.,** 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Bogotá. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 67 pp.

Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH), 2003. Marco Conceptual para el Establecimiento de Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente

Reynolds, C. S., 1997. Vegetation Processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ecology Institute. Stuttgart. Germany.

Reynolds, C. S.; Vera, H. Kruk, C.; Naselli-Flores L. & Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24(5): 417-428.

Shannon, C. E. & Weaver, W., 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana. Chicago, III. Univ. Illinois Press, London.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Ambient Water Quality Criteria (AWQC), 2009.

Seeligmann, C.; Tracanna B. C.; Martínez De Marco, S., Isasmendi, S., 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el noroeste argentino. *Limnetica*, V. 20, N° 1: 123-133.

Tucci, C. E. M., 2008. Águas urbanas. *Estudos Avançados*, 22(63), 97-112.

U.S. EPA. 2007. National Recommended Water Quality Criteria

U.S. Geological Survey, 1980, National handbook of recommended methods for water-data acquisition—Surface water, chap. 1: U.S. Geological Survey, 130 p.

Wunderlin, D., Díaz, M., Amé, M. V., Pesce, S., Hued, A., Bistoni, M., 2001. Pattern Recognition Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality. A case Study: Suquía River Basin (Córdoba, Argentina). Water Research 35:2881-2894.

Wilhm, J. F. & Dorris, T.C. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience,* 18: 447- 481

Yucra, H. A. & Tapia, P. M. 2008. El uso de microalgas como bioindicadoras de polución orgánica en Brisas de Oquendo, Callao, Perú. *The Biologist* (Lima), 6: 41-47.

Zalocar de Domitrovic, Y., 1992. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). Estudio comparativo entre áreas libres y vegetadas. *Revista Hidrobiológica Tropical*, 25 (3): 177-188.

SISTEMA FRUGAL CONTINUO PARA LA REDUCCIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN AGUA PARA CONSUMO

Aveni Strafile, D. A.[1]; Bugedo, M.[1]; Páez, D.[2], Aragonés, F.[2]; Martínez, J. H.[1]; Blasón, G.[1]; Zanoni, H. R.[1,2]; Santa Cruz, H.[1,2]

[1]Facultad de Ingeniería - Universidad Católica de Córdoba
Avenida Armada Argentina 3555 - X5016DHK Córdoba - Argentina
Tel: (54) 351 4938000 –
miskiyacu.ing@ucc.edu.ar
[2]Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales - Universidad Nacional de Córdoba
Avenida Vélez Sarsfield 1661 - X5016GCA Córdoba - Argentina

RESUMEN

Se presenta un sistema frugal continuo para adecuar agua con alto contenido de arsénico (As) y flúor (F) para consumo humano. La necesidad surge tras el requerimiento de los habitantes originarios de localidades aisladas en el territorio argentino, puntualmente del monte chaco-santiagueño. En la zona carecen de servicios básicos, y disponen como recurso agua subterránea contaminada con estos elementos. La parte estructural del dispositivo es un tubo de PVC de 110 mm y 1 m de largo, dos tapas y una canilla; los elementos filtrantes/adsorbentes son: una primera capa arena gruesa y 1 Kg de clavos, y una segunda capa carbón de hueso animal, separadas por grancilla. Con el sistema se lograron filtrar continuamente más de 1100 L de agua apta para consumo, durante un período de 3 meses, con un caudal aprox. de 0,5 L/h. Tras el filtrado se abatió la concentración de As a un valor constante de 0,05 mg/L y la de F promedió 1,5 mg/L, conteniendo inicialmente 0,5 y 2,6 mg/L, respectivamente. Los parámetros se ajustan a las regulaciones vigentes, teniendo en cuenta el contexto donde se implementa el dispositivo, permitiendo contribuir con la mitigación de serias enfermedades como el HACRE y la fluorosis.

Palabras Clave: agua potable; arsénico; fluoruros; HACRE; fluorosis

ABSTRACT

A continuous frugal system is presented to adapt water, with a high content of arsenic (As) and fluorides (F), for human consumption. The need arises after the request of the original inhabitants of isolated localities in the Argentine territory, specifically the Chaco-Santiago forest. In the area they lack basic services, and they have groundwater contaminated with these elements as resource. The structural part of the device is a 1 m long 110 mm PVC pipe, two caps and a tap; The filter/adsorbent elements are: a first layer of coarse sand and 1 Kg of nails, and a second layer of animal bone charcoal, separated by pebbles. With the system, it was possible to continuously filter more than 1100 L of water suitable for consumption, over a period of 3 months, with a flow of 0.5 L/h approx. After filtering, the concentration of As was lowered to a constant value of 0.05 mg/L and of F 1.5 mg/L in average, initially containing 0.5 and 2.6 mg/L, respectively. The parameters are adjusted to the regulations, taking into account the context where the device is implemented, allowing it to contribute to the mitigation of serious diseases such as HACRE and fluorosis.

Key Words: drinking water; arsenic; fluorine; chronic arsenic poisoning; fluorosis

INTRODUCCIÓN

El proyecto nace bajo la necesidad de reducir el contenido de arsénico (As) y flúor (F) oculto en el agua de consumo diario de los habitantes originarios de regiones rurales de las provincias de Chaco y Santiago del Estero, Argentina.

El As se halla en estado natural en rocas, plantas, animales, aire, suelo y agua, y es liberado al ambiente mediante fenómenos naturales como erupciones volcánicas, erosiones de rocas o incendios forestales, o bien por vías antropogénicas. El nivel de contaminación de As en el agua varía según numerosos factores tales como los geoquímicos, por erosión y lixiviación de formaciones geológicas o residuos mineros, debido a la interacción del agua con rocas, sedimentos y suelos, y por las características rédox del agua (Krapp 2015).

El As y sus compuestos son clasificados por la Agencia Internacional de Estudios del Cáncer (IARC) en el Grupo 1, es decir cancerígenos para los humanos. La principal ingesta de As proviene del agua, en forma de sales inorgánicas, y puede también entrar en la cadena alimentaria humana a través de plantas y animales. A determinadas concentraciones, ocasiona afecciones como: alteraciones de la piel con efectos secundarios en el sistema nervioso, irritación de los órganos del aparato respiratorio y gastrointestinal, y acumulación en los huesos, músculos y piel y, en menor grado, en hígado y riñones. El As está vinculado con el aumento de riesgo de cáncer de piel, pulmón, hígado, vejiga y riñón (Castro de Esparza 2006). En el país, el problema se dio a conocer hace más de 50 años, cuando epidemiólogos de Córdoba y otras provincias evidenciaron y asociaron daños a la piel con la presencia del As en el agua de bebida. Las primeras manifestaciones patológicas fueron conocidas como la enfermedad de “Bell Ville” y luego como Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) (Villaamil Lepori 2015).

Actualmente, el límite recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la concentración de As en el agua potable es de 10 µg/L; éste no se trata de un límite tolerable sino sugerido. Así mismo, el valor adoptado por el Código Alimentario Argentino (CAA) es de 10 µg/L (CAA 2019). Sin embargo, si hay problemas para respetar el valor guía se puede modificar el límite teniendo en cuenta las circunstancias locales, los recursos disponibles y los riesgos asociados a fuentes con bajos niveles de As contaminadas microbiológicamente (OMS). Es así que Argentina toma, en estos casos excepcionales, 50 µg/L como valor aceptable (CAA 2019).

El As natural en agua viene acompañado de otros contaminantes inorgánicos, también presentes en el material de origen. El más común es el F, siendo también tóxico en concentraciones superiores a las recomendadas. En las aguas de bebida, el F en pequeñas cantidades puede catalogarse como un elemento esencial desde el punto de vista de la nutrición humana, ya que es un oligoelemento imprescindible para la formación de huesos y dientes (Osicka 2002). El límite que diferencia los efectos beneficiosos de los dañinos queda determinado por las dosis consumidas. La mayoría de los estudios sobre la salud humana por ingestión crónica de F han sido enfocados hacia los efectos adversos en la dentadura y en el esqueleto, afecciones conocidas como fluorosis dental y ósea, respectivamente (OMS 2006).

La OMS clasifica al F como un componente químico de significación para la salud; como comentario se cita que al fijar las normas nacionales se deben tener en cuenta las condiciones climáticas, el volumen de agua consumido, y la ingestión a partir de otras fuentes, proponiéndose el valor de 1,5 mg/L como valor guía (OMS 2006). Es así, que en el CAA las concentraciones máximas para los F en el agua potable de uso domiciliario se dan en función de la temperatura promedio de la zona, teniendo en cuenta el consumo diario de agua (CAA 2019).

El sistema continuo del presente trabajo es el resultado de la adaptación del dispositivo discontinuo desarrollado en la Universidad Católica de Córdoba (UCC) en trabajos previos presentados (Kozameh 2016, Calvi 2018), con el objetivo de implementarlo en viviendas que disponen de un tanque elevado. El nuevo diseño pretende lograr que el usuario no interfiera con el equipo. Se espera que el sistema una vez instalado permita tratar agua continuamente a lo largo del día hacia una cisterna de reserva, o bien para el consumo directo. La finalidad es disminuir el contenido de As y F del agua para consumo humano, para contribuir con la mitigación de serias enfermedades como el HACRE y la fluorosis.

La frugalidad del dispositivo es una parte importante del desafío, teniendo en cuenta el contexto en el cuál se implementa la solución tecnológica, respecto tanto a la variable geográfica, como a la socioeconómica. Es por ello que esta alternativa se desarrolla con materiales simples y accesibles en la zona, la cual no requiere de un alto grado de conocimiento técnico para su mantenimiento, aparte de ser económicamente viable y sustentable.

ANTECEDENTES: DESARROLLO DEL PRODUCTO

Filtro discontinuo para eliminar arsénico y flúor

Trabajos previos de la UCC (Calvi 2018) permitieron optimizar un filtro o dispositivo intermitente de tipo “casero”, ensamblado con materiales accesibles en la zona afectada (Figura 1), el mismo consta de: 4 tachos plásticos de 20 L (2 de ellos con tapa), 1 Kg de clavos de obra**,** arena gruesa**,** carbón de hueso (caprinos, porcinos o vacunos, quemados a fuego directo) y grancilla. La alimentación se plantea de forma intermitente o por lotes de 20 L.

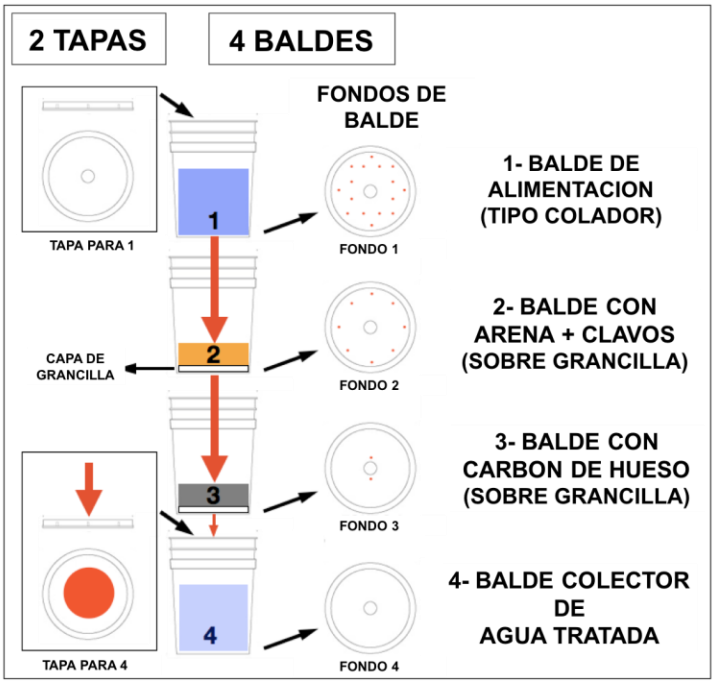


Figura 1: Pasos a seguir para el armado del filtro discontinuo presentado en trabajos previos de la UCC (Calvi 2018), para la eliminación de arsénico y flúor del agua para consumo humano.

Con el dispositivo se realizaron 7 (siete) ciclos de filtraciones de 20 L (con agua de la zona de Boquerón, conteniendo inicialmente 0,25 mg/L de As), reduciendo exitosamente el contenido de As a valores ≤ 0,05 mg/L. El F se logró abatir por debajo de 1 mg/L en todos los ciclos de filtrado (conteniendo inicialmente 3 mg/L), encuadrándose también bajo las regulaciones para agua potable. Además, los niveles de Fe en el agua se mantuvieron bajo

las recomendaciones de la OMS (hasta 2 mg/L), muy cerca de los 0,3 mg/L indicados por CAA. En este trabajo experimental se lograron potabilizar 140 L de agua, sin necesidad del lavado de los elementos entre ciclos. Ensayos de durabilidad demostraron que el filtro escalado a baldes de 1 L fue capaz de retener As y F por períodos mayores a un mes. De esta forma, se pudo concluir que el filtro discontinuo tiene una vida útil de un mes de uso, antes de requerir el cambio de los elementos filtrantes.

El sistema intermitente, más allá de ser la fuente de inspiración para el modelo en continuo desarrollado en el presente trabajo, sigue siendo de gran utilidad y aplicación en la zona afectada, ya que permite eliminar As y F en el caso que los afectados no cuentan con tanques elevados en sus viviendas.

Fundamentos del abatimiento del arsénico y flúor

La eliminación del As por medio de técnica de Hierro Cero-Valente (en el presente trabajo por medio de clavos comunes) es ampliamente conocida (Litter 2018). Esta tecnología tiene como ventaja que es de fácil implementación, de bajo costo y utiliza materiales que son relativamente benignos para el medio ambiente. Por medio de esta técnica el As se remueve por adsorción o es co-precipitado, ocurriendo ambos fenómenos en simultáneo (Litter 2010).

Por otro lado, la adsorción de F en carbón de hueso también es conocida para el tratamiento de agua para consumo debido a la alta eficiencia de eliminación, la facilidad de operación y la disponibilidad (Alkurdi 2019). El carbón de hueso está compuesto principalmente por hidroxiapatita, material que posee una alta capacidad de adsorción de F. Se plantean tres mecanismos posibles de eliminación, intercambio de iones, precipitación e interacción electrostática o una combinación de estos mecanismos (Alkurdi 2019). Hay evidencia de la eliminación simultánea de As y F con carbón de hueso, sin embargo, está demostrada la mayor afinidad del mismo hacia el F (Mlilo 2010).

MATERIALES Y MÉTODOS

Agua cruda: origen y caracterización

Para verificar el desempeño y vida útil del filtro, se realizaron trabajos de campo en los alrededores de San José de Boquerón, ubicado en el departamento de Copo, al norte de Santiago del Estero. La localidad en estudio es Piruaj Bajo, donde se inauguró una nueva red de agua precaria alimentada por un pozo profundo. Esta red distribuye agua con alto contenido de As y F a más de 90 viviendas dispersas en el monte.

Las muestras de agua para realizar la experiencia se recolectaron directamente del pozo ubicado en el predio de la escuela de Piruaj Bajo, que alimenta esta nueva red de agua mediante una bomba solar sumergible. Durante la toma de muestra se procedió a medir en boca de pozo la temperatura y el pH, con un termómetro infrarrojo y un pH-metro digital, respectivamente. El agua cruda se almacenó en tambores de 200 L, tras sucesivos viajes, los cuales se transportaron hasta el laboratorio de agua de la Facultad de Ingeniería de la UCC. Durante el trabajo se filtraron más de 1700 L de agua provenientes de la zona afectada.

El agua de origen presentó un contenido de As de 0,5 mg/L y de F de 2,6 mg/L. No se observó hierro naturalmente. La temperatura registrada en boca de pozo fue de 34 ^{o}C. El pH fue ligeramente alcalino, con un valor medido de 8,5. En trabajos previos (Kozameh 2016) se presentan los otros parámetros físico-químicos estándares del agua, caracterizándose por ser límpida, inodora y de agradable sabor, siendo el As y el F los únicos parámetros que la hacen inaceptable para su consumo.

Filtro continuo para eliminar arsénico y flúor

Los materiales para el armado de este nuevo equipo de filtración son (Figura 2):

- 1 m de caño de PVC (ø 110mm)
- 2 tapas para caño de PVC (ø 110mm)
- 1 llave de paso o canilla
- 1 espiga o conector de ½ pulgada
- pegamento para unificar las partes
- perfusor (permite el control por goteo del caudal de agua, sólo aplicado para la experiencia en el laboratorio)
- 2 omegas, 4 tornillos y 4 tarugos (para sostener el filtro contra un muro)
- 1 Kg de clavos comunes
- 1 balde de arena gruesa
- carbón de hueso animal (calcinado a fuego directo)
- 1 balde de grancilla

El armado del dispositivo no requiere grandes conocimientos técnicos, ni procesos de gran dificultad (Figura 2). Los pasos preliminares son: perforar el tubo de PVC para colocar y sellar la canilla, fijar la tapa inferior al tubo, lavar la grancilla y la arena con agua limpia y quemar a fuego directo los huesos para obtener carbón.

El conformado/empaque del filtro consiste en agregar los materiales dentro del mismo tomando como referencia el volumen de una de las tapas que se usan para cerrar los extremos del tubo. En primer lugar, se agrega el equivalente a una tapa de grancilla y otra de arena gruesa (aprox. 5 cm) que se ubicarán en el fondo del filtro para evitar taponamiento de la canilla por los finos. Posteriormente, se coloca una capa de 45 cm (equivalente a 6 tapas) de carbón de hueso. Una vez dentro del filtro, esta capa se compacta moderadamente para reducir el tamaño del carbón y mejorar el aprovechamiento del espacio. Luego, se agrega otra tapa de grancilla para separar la capa subsecuente. Ésta última capa consta de verter arena gruesa junto con 1 Kg de clavos de obra previamente mezclados para homogenizar el sistema, formando una capa de 45 cm de alto (equivalente a otras 6 tapas), aproximadamente. Finalmente, se tapa el extremo superior del tubo como se indica en la Figura 2. Esta tapa superior es perforada y se coloca una espiga plástica para poder alimentar el filtro a través de una manguera o caño desde un tanque elevado de agua cruda. Se recomienda colocar una llave de paso entre el filtro y el tanque, en el caso que éste último no disponga de una llave de corte.

En el caso particular del prototipo de laboratorio (Figura 3), se lo equipó con un perfusor (tipo hospitalario) conectado a la canilla de salida para poder regular exactamente el caudal de trabajo por goteo. Este sistema permitió de manera simple y económica mantener este parámetro bajo estricto control durante la experiencia. Caso contrario, el caudal se puede regular directamente desde la canilla.

Ensayo de filtración

Se fijó un caudal de filtración de 0,5 L/h. Esto se reguló para que el filtro trabaje continuamente durante todo el período experimental, teniendo en cuenta la capacidad del recipiente de alimentación (200 L) y el receptáculo de agua tratada, y las posibilidades de ingreso al laboratorio. De esta forma se obtuvieron 12 L diarios de agua tratada.

Al inicio de la experiencia, y luego semanalmente, se tomaron dos muestras de agua (de 1/2 L) para realizar las determinaciones del contenido de As, F y Fe. Por otro lado, se controló periódicamente que el caudal de filtración se mantenga alrededor de 0,5 L/h.

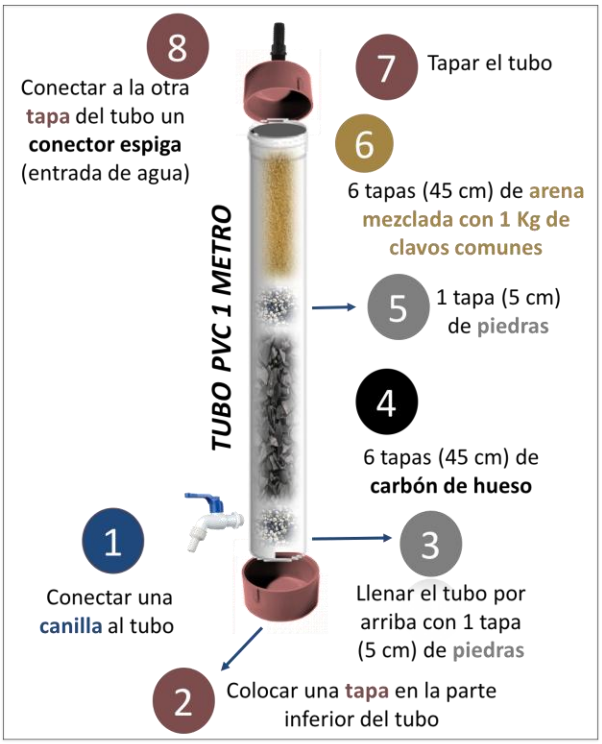


Figura 2 : El armado del filtro se basa en materiales económicos y fáciles de conseguir para las personas de la zona afectada. Estos elementos son clavos de obra, arena, huesos de animales calcinados, grancilla, un tubo de PVC (ø 110 mm) de 1 m con sus dos tapas, una espiga plástica de ½“ y una canilla.

Figura 3: Prototipo de filtro frugal continuo instalado en el laboratorio de agua de la Facultad de Ingeniería de la UCC, con el cuál se realizó la experiencia práctica.

Análisis de laboratorio

Las muestras fueron analizadas con los Kits de tiras *Quantofix Sensitive* y de reactivos *Nanocolor StandarTest* para la determinación de $As^{3+/5+}$ y de F^{1-}, respectivamente (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co.KG). Para la determinación espectrofotométrica de F^{1-} se utilizó un equipo UV/Visible *Perkin-Elmer Lambda 35* (Massachusetts, USA). La curva patrón se preparó utilizando una solución acuosa de NaF, previamente deshidratado. La presencia de Fe^{3+} se determinó con un Kit *Visocolor ECO* (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co.KG).

RESULTADOS

En total se filtraron 1748 L de agua cruda proveniente de Piruaj Bajo, durante 138 días, a un caudal promedio de 0,53 L/h. En la Figura 4 se presenta el contenido de As en relación a los litros de agua filtrada, mostrando también la variación de caudal durante los controles.

La variabilidad del caudal que se observa en la Figura 4 coincide aproximadamente con la carga y descarga del tanque de alimentación. Al aumentar la altura de agua de alimentación se debía regular el goteo ya que aumentaba naturalmente el caudal. Luego, a lo largo de la semana, y sobre todo los fines de semana, ese caudal disminuía levemente acorde a la menor presión de alimentación, al bajar el nivel de dicho tanque. El caudal nunca fue menor a 0,3 L/h ni superior a 0,75 L/h, logrando un promedio de 0,53 L/h. El objetivo de este control fue poder calcular con mayor exactitud la duración de los elementos filtrantes. Por otro lado, se cree que replicaría el comportamiento de la red de agua de Piruaj Bajo, al tener un funcionamiento intermitentemente por ser alimentado por una bomba solar.

El contenido de As tras el filtrado se mantuvo en 0,05 mg/L, hasta los 1100 L de agua tratados (Figura 4). Luego, se observó un aumento escalonado de su concentración a valores que exceden los parámetros aceptables para consumo. En la Figura 5 se muestra el contenido de As respecto a la cantidad de días de tratamiento. Se evidencia que el dispositivo abatió exitosamente el contenido del mismo por más de 90 días corridos o 3 meses, logrando porcentajes de remoción del 90 %. El día 93 del experimento se superaron los límites de CAA, pero se continuó hasta el día 138 llegando a valores de As entre 0,1 y 0,25 mg/L.

En la Figura 6 se muestran los resultados de la remoción de F hasta el día 82 (no se disponen más datos a causa del COVID-19). Aquí se puede apreciar que el contenido de F varía entre 1,1 y 1,8 mg/L, correspondientes a porcentajes de remoción entre 60 y 30 %, respectivamente. El contenido promedio de F durante todo el período fue de 1,5 mg/L, lo que indica que el mismo está un punto por debajo de su concentración inicial (2,6 mg/L). Lo anterior es muy alentador respecto a las recomendaciones de la OMS, teniendo en cuenta el efecto acumulativo del F en el cuerpo. Por otro lado, no se llega a cumplir con las recomendaciones de CAA teniendo en cuenta la temperatura media del lugar, sobre todo en el período estival de la zona. Podemos presumir que esta capa de carbón también es efectiva durante 3 meses de filtración, faltando sólo analizar una muestra dentro de los 8 días subsiguientes para terminar de afirmar esta situación.

Cabe destacar que a lo largo de toda la experiencia no se observó presencia de hierro residual en el agua tratada por el dispositivo.

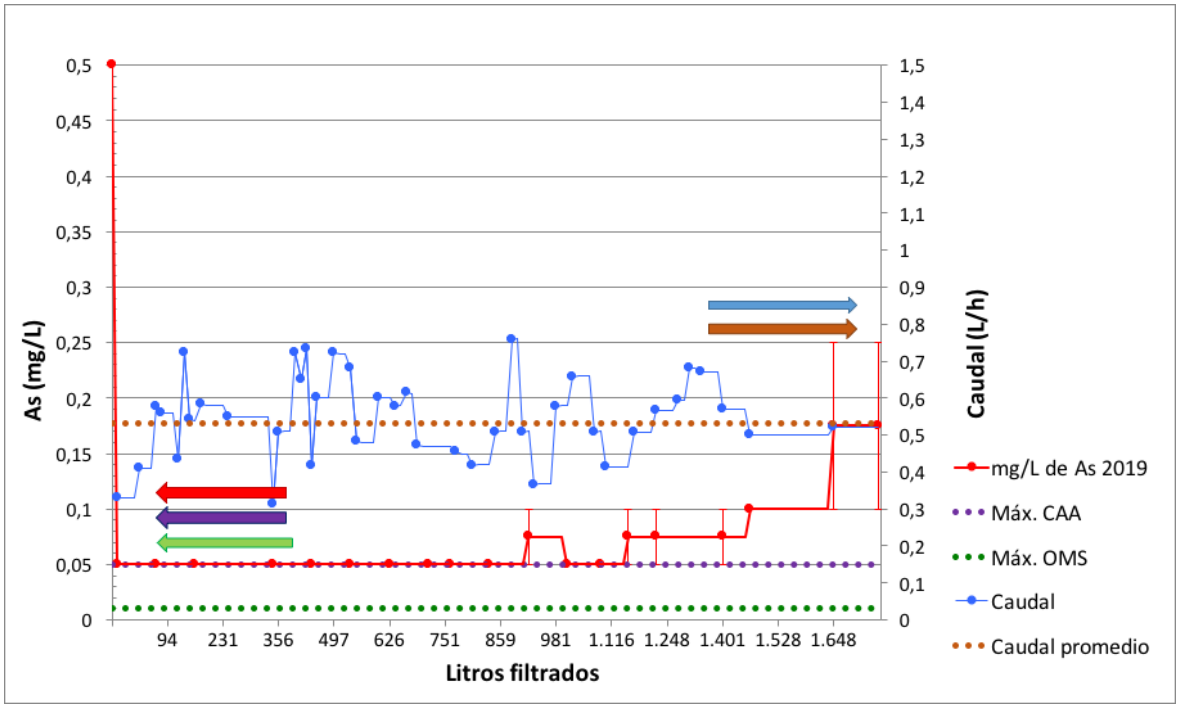


Figura 4: Contenido final de arsénico y caudal de filtración respecto a la cantidad de litros de agua tratada en la UCC, proveniente de la zona de Piruaj Bajo, San José de Boquerón.

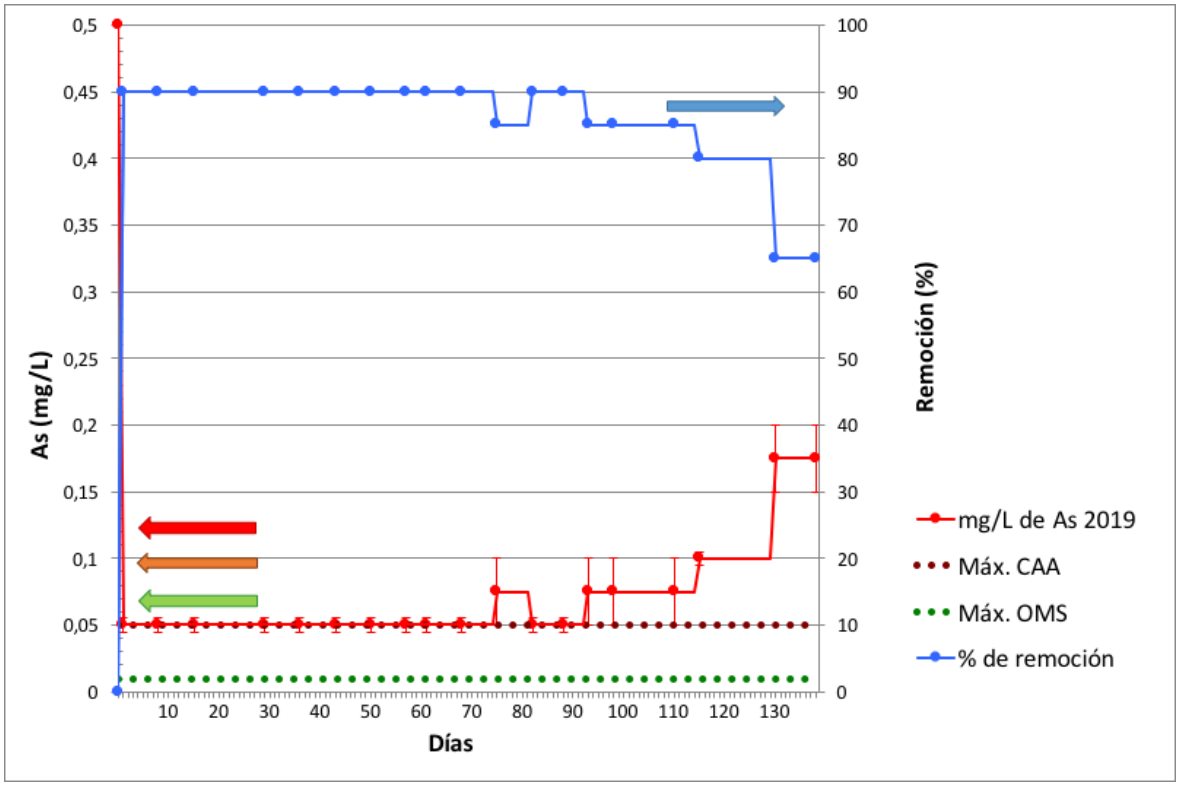


Figura 5: Concentración final y porcentaje de remoción de arsénico del agua de la zona de Piruaj Bajo, respecto a la cantidad de días de tratamiento a un caudal de 0,5 L/h.

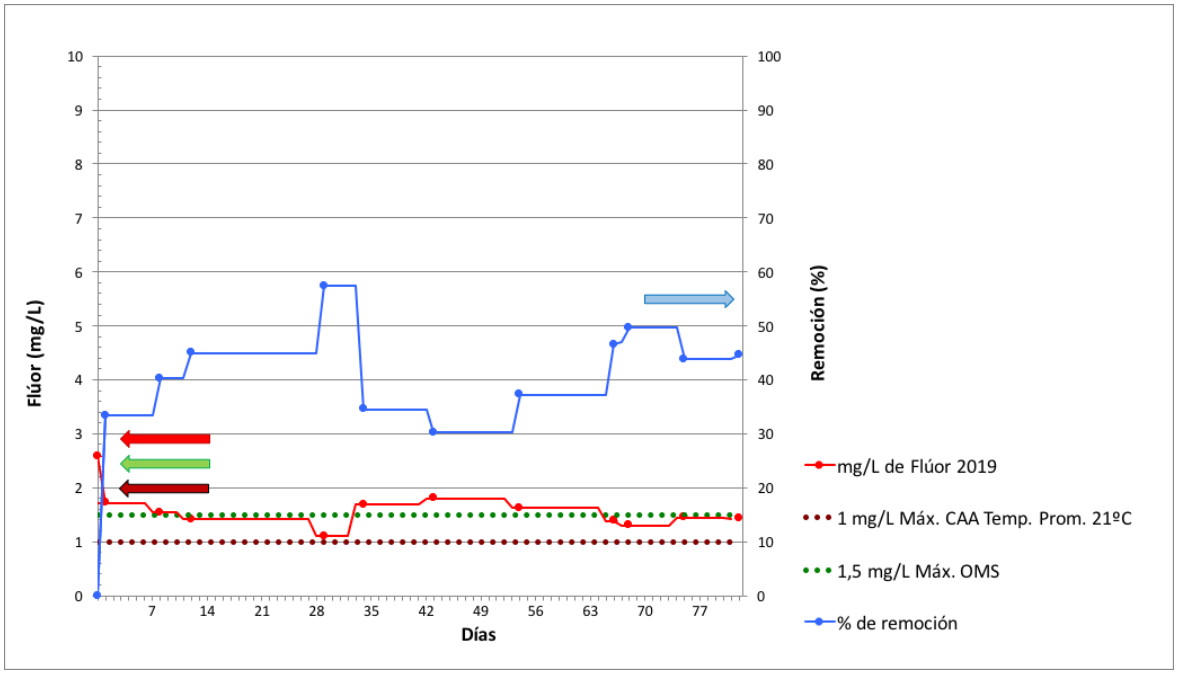


Figura 6: Concentración final y porcentaje de remoción de flúor del agua de la zona de Piruaj Bajo, respecto a la cantidad de días de tratamiento a un caudal de 0,5 L/h.

CONCLUSIONES

En este proyecto se logró optimizar el diseño y la operación de un filtro continuo para la remoción de As y F en el agua de consumo humano, para la implementación en San José del Boquerón, provincia de Santiago del Estero.

El prototipo instalado en el laboratorio de agua de la Facultad de Ingeniería de la UCC consta de un tubo de PVC de 110 mm de diámetro y 1 m de largo, dos tapas y una canilla. Los elementos filtrantes/adsorbentes son: una primera capa arena gruesa y 1 Kg de clavos, y una segunda capa carbón de hueso animal, separadas por grancilla. Los clavos de hierro se mezclaron homogéneamente con la arena antes de introducirlos al tubo para mejorar el rendimiento en la remoción de As y evitar taponamientos. De la misma forma, se separó de manera minuciosa el carbón de huesos del residuo de leña utilizado para calcinarlos, para mejorar el rendimiento en la remoción del F.

Las pruebas se realizaron con el agua recolectada del pozo ubicado en la escuela de Piruaj Bajo (nueva red), con una concentración inicial de 0,5 mg/L y 2,6 mg/L de As y F, respectivamente. Los parámetros de funcionamiento del dispositivo se controlaron rigurosamente, principalmente el caudal para mantenerlo constante y evitar que el sistema se quedara sin agua de alimentación. Para las mediciones se tomaron muestras periódicas (semanales) durante la operación continua del filtro, y se realizaron los análisis para determinar el nivel de remoción de As y F.

El caudal promedio de filtrado fue de 0,53 L/h o 12 L/día, estimando el consumo de agua de bebida para una familia media. Se lograron registrar porcentajes de remoción de As entre 90 % (al inicio) y 65% (días antes de dar por finalizada la experiencia), reduciendo la concentración de As a 0,05 mg/L por más de 90 días, adecuando así el valor a los requerimientos de CAA.

En cuanto al F, el valor promedio de las concentraciones obtenidas fue 1,5 mg/L, cumpliendo con lo sugerido por la OMS, no así con el requerimiento de CAA (< 1 mg/L) de acuerdo a la temperatura media local. En este caso, se logró una remoción de F entre 60 y 30 %. Se hicieron determinaciones hasta el día 82, que equivalen a 1000 L de agua tratada. Aún faltan procesar algunos datos para completar la curva (a causa del COVID-19).

Se concluye que la vida útil del dispositivo es de 3 meses llegando a filtrar más de 1100 L de agua, adecuando los parámetros a calidad de agua de bebida. No se observó presencia de hierro residual en el agua tratada por el sistema. Para la replicación del dispositivo en otras zonas del país es mandatorio hacer las pruebas correspondientes con la matriz de agua particular para corroborar su funcionamiento.

De esta forma, se logró desarrollar un modelo de filtro frugal continuo, garantizando el acceso a agua potable a personas de bajos recursos de manera simple y accesible. El dispositivo propuesto reduce significativamente los niveles de As y F del agua de bebida sin modificar de manera considerable las características organolépticas de la misma. Además, es fácil de armar e instalar, su mantenimiento no necesita ninguna capacitación especial y su uso no alteraría mucho las costumbres de los beneficiarios. De esta forma, se logra contribuir con la mitigación de graves enfermedades como son el HACRE y la fluorosis ósea.

Si bien en el presente trabajo se abordaron parámetros físico-químicos estándares para verificar la potabilidad del agua, en futuras investigaciones complementarias se pretende estudiar otros iones de interés que también son perjudiciales para la salud, y que podrían estar acompañando a los minerales con altos contenidos de As lixiviados en napa.

REFERENCIAS

Alkurdi, S. S. A.; Al-Juboori, R. A.; Bundschuh, J.; Hamawand, I., 2019. Bone char as a green sorbent for removing health threatening fluoride from drinking water". Environment International; 127:704-719.

CAA, 2019**.** - Código Alimentario Argentino; Capítulo XII- Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Agua Potable Art. 982 – Fecha de acceso 12/09/2020.

Calvi, J. M.; Bizzotto, E.; Castillo, A.; Alonso, M.; García, S.; Sánchez Acosta, N.; Mincoff, R.; Pons, M. F.; Rodriguez Tartac, A.; Martínez, J. H.; Blasón, G.; Zanoni, H. R.; Santa Cruz, H., 2018. Ingeniería aplicada con proyección social: "filtro casero" para eliminar arsénico en zonas rurales. VII Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, Universidad Blas Pascal, Córdoba, Argentina.

Castro de Esparza M.L., 2006. Presencia de arsénico en el agua de bebida en América Latina y su efecto en la salud pública", Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Urbanización Camacho, La Molina, Lima, Perú.

Kozameh, G.; Guanca P. E.; Ruiz, F.; Acuña, R.; Yapur, N.; Montalván, M.; Sarmiento, E.; Soler, F.; Casetta, M.; Santa Cruz, H.; Zanoni, H. R., 2016. Optimización de "filtro casero" para la reducción de contaminantes ($As^{+3;+5}$ y F^{-1}) en agua para consumo humano. VI Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, Universidad Blas Pascal, Córdoba, Argentina.

Krapp, A., 2015. Informe técnico final: Propuestas para la remoción de arsénico y nitritos del agua de bebida de la comunidad rural de la Colonia Las Pichanas, provincia de Córdoba. Argentina.

Litter, M. I.; Botto, L.; Difeo, G.; Farfán Torres, E. M.; et al, 2018. Arsénico en agua. Red de Seguridad Alimentaria del CONICET. Fecha de acceso 14 de julio de 2020. Disponible en: https://rsa.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/2018/08/Informe-Arsenico-en-agua-RSA.pdf

Litter, M. I.; Sancha, A. M.; Ingallinella, A. M., 2010. IBEROARSEN-Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas. Editado por CYTED. 2010, Buenos Aires, Argentina.

Mlilo, T. B.; Brunson, L. R.; Sabatini, D. A., 2010. Arsenic and Fluoride Removal Using Simple Materials. Journal of Environmental Engineering, 136(4):391–398.

OMS, Organización Mundial de la Salud. Arsénico. http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic. Fecha de acceso 12/09/2020.

OMS, 2006. Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]. Primera apéndice a la tercera edición. Volumen 1. Recomendaciones. ISBN: 9241546964. Versión electrónica para la web: 12/09/2020. https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowsres.pdf?ua=1

Osicka, R. M., Agulló, N. S., Herrera Aguad, C. E.; Giménez, M. C., 2002. Evaluación de las concentraciones de fluoruro y arsénico en las aguas subterráneas del domo central de la provincia de Chaco. Fac. de Agroindustrias, Universidad Nacional del Nordeste, Chaco.

Villaamil Lepori, E., 2015. Hidroarsenicismo crónico regional endémico en Argentina. Acta bioquím. clin. latinoam. vol. 49, no. 1.

ESTADO TRÓFICO DE DOS EMBALSES DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA Y RIESGOS POTENCIALES PARA LA SALUD PÚBLICA

Prosperi, Carlos Hugo

Universidad Blas Pascal – CONICET
Donato Álvarez 380 – Arguello – Córdoba (5147)
cprosperi@yahoo.com.ar

RESUMEN

Los blooms o floraciones de algas ocurren cuando se produce la multiplicación y acumulación de microalgas que viven libres en los sistemas acuáticos, originando un incremento importante en la biomasa de una o pocas especies, en períodos de tiempo muy breves. Cuando se trata de Cianobacterias, es común que produzcan toxinas, que son de alto riesgo cuando los embalses se usan como reservorios. Esta problemática se ha visto agravada con el paso del tiempo, ya que en general hace varias décadas que no se toman medidas concretas y efectivas para evitarlo. La situación es particularmente grave cuando los embalses se usan como reservorios de agua para potabilización, ya que en muchos casos se ve comprometida la salud de la población que abastecen por efecto de las cianotoxinas En esta investigación se hizo una actualización de datos en base a los monitoreos de los Embalses San Roque y La Quebrada, considerando resultados de muestreos realizados entre 2019 y 2020 junto con información anterior. Los resultados demostraron que la biomasa de cianobacterias se eleva en los meses cálidos por el ingreso masivo de nutrientes a consecuencia del vertido al cuerpo de agua de afluentes cloacales con nulo o escaso tratamiento. Se sugiere la fabricación de plantas de tratamiento de líquidos cloacales en las cuencas de ambos embalses, y además aplicar como un paliativo temporario sistemas de aireación como los instalados en el Embalse San Roque.

Palabras clave: Cianobacterias; Florecimientos; Embalse San Roque

SUMMARY

Blooms of algae occur when the multiplication and accumulation of microalgae that live freely in aquatic systems, cause a significant increase in the biomass of one or a few species, in very short periods of time. When it comes to Cyanobacteria, it is common for them to produce toxins, which are high risk if dams are used as reservoirs.
This problem has been aggravated over time, since in general and for several decades, no concrete and effective measures have been taken to prevent it. The situation is particularly serious when
dams are used as water reservoirs, since in many cases the health of the population they supply is compromised by the effect of cyanotoxins.

In this research, a data update was made based on the monitoring of San Roque and La Quebrada reservoirs, considering results of samplings carried out between 2019 and 2020 together with previous information.
The results showed that the biomass of cyanobacteria rises in the warm months due to the massive influx of nutrients as a result of the discharge into the water body of sewage tributaries with little or no treatment.
It is suggested the construction of sewage treatment plants in the basins of both reservoirs, and also to apply aeration systems such as those installed in San Roque Reservoir as a temporary palliative.

Keywords: Cyanobacteria; Blooms; San Roque Reservoir

INTRODUCCIÓN

Los embalses de la Provincia de Córdoba vienen soportando desde hace varias décadas un fuerte y continuo proceso de contaminación de origen antrópico, principalmente de materia orgánica, lo que los ha llevado a un estado general de eutrofización bastante avanzado (Prosperi, 1986, 2000 y 2005).

Los cuerpos de agua lénticos pueden clasificarse según su estado trófico, es decir, de acuerdo a la carga de nutrientes orgánicos que contienen en dilución y que son fundamentales para el desarrollo de la flora de algas y micro-organismos fotosintéticos, que a su vez, como productores primarios primarios, inician la cadena alimentaria que se continúa con los consumidores primarios y secundarios (Prosperi, 2007).

Distintos criterios se pueden adoptar para determinar el estado trófico de los lagos, los cuales pueden poner en práctica la utilización de por ejemplo: índices tróficos o carga de fósforo, o balance de nitrógeno y fósforo, como así también la utilización de técnicas biológicas mediante la observación de organismos indicadores como algas, zooplancton, peces y organismos del fondo del lago (Prosperi, 1999).

Por ello es siempre conveniente considerar ambos aspectos en su conjunto, es decir, la química del agua y la biodiversidad, a fin de poder establecer el estado trófico de los ambientes en estudio. (Lerda y Prosperi, 1996).

Se consideran oligotróficos aquellos ambientes acuáticos con una carga de nutrientes baja, mesotróficos los que presentan valores intermedios, y eutróficos aquellos con cargas elevadas. En algunos casos extremos se usa también el término hipertrófico o hipereutrófico. (Carames, 2016)

El crecimiento poblacional de los microorganismos fitoplanctónicos se mide en general como cantidad de células por unidad de volumen de agua o como cantidad de clorofilas por unidad, ya que las clorofilas son directamente proporcionales a la biomasa de organismos fotosintetizantes.(APHA, 1995).

Cuando se dan estos florecimientos se produce al mismo tiempo la liberación de cianotoxinas, como un mecanismo de defensa contra los organismos herbívoros. Pueden ser péptidos, alcaloides o lipopolisacáridos que afectan al sistema nervioso o al sistema digestivo y provocan efectos nocivos sobre mucosas y piel (Juanena et al. 2020).

La Organización Mundial de la Salud ha estimado la concentración máxima permitida en aguas para potabilización, de Cianobacterias potencialmente productoras de toxinas (Tabla 1). (Prosperi, 2007; Bonilla et al. 2015).

ESPECIES	Cél./ml
Microcystis aeruginosa	**2.000-6.500**
Anabaena circinalis	**20.000**
Cylindrospermopsis raciborskii	**1.500**
Nodularia spumigena	**40.000**

Tabla 1: Concentración máxima de Cianobacterias potencialmente productoras de toxinas, permitida por la Organización Mundial de la Salud.

Para monitorear la biomasa de cianobacterias y algas, se deben tener en cuenta los niveles de clorofila-a. Para lagos oligotróficos los valores son: 1 a 10 µg/l, en tanto que para lagos eutróficos pueden ser de 300 µg/l o más. Las floraciones algales generalmente tienen su pico y luego mueren rápidamente mientras los niveles de toxinas en el agua declinan en días o semanas (Premazzi y Volterra, 1993; Chorus y Bartram, 1999).

El objetivo de esta investigación fue realizar una actualización de datos en base a los monitoreos de los Embalses San Roque y La Quebrada, considerando resultados de muestreos realizados entre 2019 y 2020 junto con información anterior.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio abarcó dos cuerpos de agua en Córdoba, Argentina, que presentan serios riesgos de florecimientos cianobacterianos, y que están involucrados en la provisión de agua para consumo humano a la Ciudad de Córdoba y alrededores.

El Embalse San Roque es el principal reservorio de agua potable de la ciudad de Córdoba y debido a que recibe un alto aporte de nutrientes provenientes principalmente de la actividad antrópica, constituye un ecosistema muy favorable para el desarrollo de comunidades algales en especial Cianofíceas (Donini y Prosperi, 2000).

El otro embalse, que provee a localidades periféricas, es el Embalse La Quebrada, localizado en Río Ceballos, a 32 Km al Noroeste de la ciudad de Córdoba, es el único reservorio para provisión de agua potable de aproximadamente 30.000 personas que viven en los alrededores, en las localidades de Río Ceballos, Unquillo y Mendiolaza.

Las muestras se colectaron en recipientes herméticos de 2 litros, lavados con agua destilada, y se tomaron muestras sub-superficiales en las márgenes de los dos embalses. Luego de concentradas por decantación, fueron fijadas en formol al 3%. El estudio taxonómico de las especies se realizó siguiendo las claves y manuales de identificación específicos (Komarek, 1999; Prosperi, 2000). El recuento de las muestras se llevó a cabo por conteo directo mediante microscopia fotónica (Otaño y Prosperi 2004; Moreno et al. 2012; Whitton et al.,1991).

Se estimó la biomasa fitoplanctónica midiendo la concentración de clorofila "a" en espectrofotómetro, luego de su extracción en metanol durante 12 hr a -5ºC, según Prosperi (1994), y se calcularon diversos índices biológicos (diversidad, dominancia, y otros). Si bien se puso énfasis en la determinación de Cianofíceas, se incluyó también el estudio de algunos otros taxones que resultaron importantes por sus interacciones con las primeras o por su abundancia, tales como Euglenofíceas, Clorofíceas, Bacillariofíceas, Dinofíceas y otros grupos (Pizzolon et al. 1999; Prosperi, 2002).

En la evaluación de estos ambientes se tuvieron en cuenta no sólo los datos obtenidos recientemente sino también la información acumulada en varias de décadas de trabajo sobre la problemática.

RESULTADOS

Embalse San Roque:

El número de taxa determinadas fue de 107 en total. *Microcystis aeruginosa y Anabaena spiroides,* (Cyanophyceae) (Fig 1), dos especies potencialmente tóxicas, fueron las causantes de floraciones durante los meses cálidos. Durante el invierno las Bacillariophyceae constituyeron el grupo dominante. Los resultados indicarían que el Embalse podría ubicarse en un estado eutrófico con tendencia a hipereutrófico en verano dado que sus aguas se caracterizan por abundante productividad primaria, baja transparencia, coloración verdosa y procesos anóxicos que generan gases odoríferos.

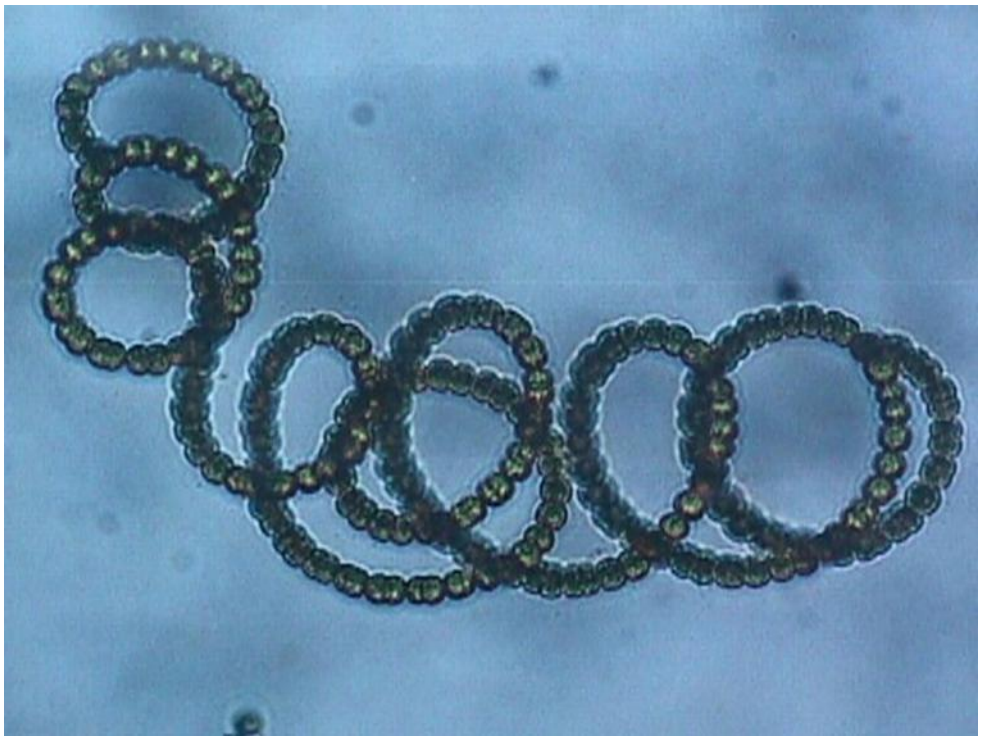


Fig 1: *Anabaena flos aquae* (Cianobacterias)

Además se pudo ver que *Anabaena spiroides* no presentaba heterocistos, lo que indica claramente que el ambiente del lago se encuentra rico en nutrientes con nitrógeno. (Gonzalez y Gomez, 2010).

En cuanto a las variables ambientales que se midieron, tales como pH y temperatura, los valores de pH obtenidos oscilaron alrededor de 7.5, y es conocido por bibliografía que el óptimo para el crecimiento cianobacteriano está dado por un pH alcalino, con valores por encima de 6.5 hasta 8.5. La temperatura, no alcanza nunca un promedio inferior a 10° C, siendo el óptimo para Cianobacterias entre 18 y 20.

La abundancia en biomasa de cianobacterias se ve favorecida por el alto grado de nutrientes presentes en el lago como consecuencia del vertido al cuerpo de agua de efluentes cloacales sin tratamiento previo. Se produjeron florecimientos de la Pirrofícea *Ceratium hirundinella*, (Fig.2) probablemente una especie invasora del sur argentino, pero en la actualidad el lago ha sido dominado por Cianofíceas (Ruibal et al. 2001).

Fig.2: *Ceratium hirundinella* (Pirrofíceas)

Observaciones hechas en el embalse San Roque en el año 1948 no mencionaban este problema de crecimiento de Cianobacterias, que se encontraban presentes pero en baja cantidad, con predominio de Clorofíceas, que son indicadoras generalmente de aguas limpias y aireadas (Guarrera, 1948).

Actualmente, en cambio, se puede notar que hay un período en donde el crecimiento cae desde mayo hasta agosto, coincidiendo con las temperaturas más bajas y con el consumo progresivo de nutrientes tales como fosfatos y nitratos. Este período del

año concuerda también con el momento en que las poblaciones humanas de las localidades de la cuenca disminuyen al fin de la temporada turística.

Embalse La Quebrada

En el embalse La Quebrada se determinó la presencia de *Anabaena spiroides*, potencial productora de neurotoxinas. Durante el verano se presenta una marcada estratificación térmica de sus capas de agua. La capa superficial, el epilimnio, en verano registra una temperatura entre los 27º a 29º C, que va disminuyendo en profundidad hasta alcanzar los 19º C a los 20 m en la capa inferior, el hipolimnio. En el otoño la estratificación térmica se rompe, observándose una temperatura casi uniforme de 15º a 13ºC desde la superficie hasta el fondo del embalse (Navajas y Pessina, 2020).

En general, durante el período de las estaciones más frías se determinó un aumento en las poblaciones de diferentes diatomeas, siendo las predominantes *Aulacoseira granulata (Melosira granulata*) junto a *Melosira varians, Achnates inflata, Achnates linearis, Cymatopleura solea, Cymbella aspera,, Cymbella cistula, Cymbella tumida, Epithemia adnata, Fragilaria capuchina, Gomphonema truncatum, Hanzschia amphioxys, Navícula cuspidata, Nitzschia sigmoidea, Nitzschia sinuata var. Tabellaria, Synedra ulna, Surirella robusta, Pinnularia divergens* y algunas Clorofíceas de los géneros *Cosmarium, Closterium, y Spirogyra*.

La transparencia del agua medida mediante el Disco de Secchi, indica que durante el verano los menores valores de esta transparencia se encuentran en la desembocadura del Arroyo Colanchanga, coincidiendo con los momentos de valores máximos en los florecimientos algales (Pierotto et al. 2003).

Las condiciones generales del embalse observadas durante las diferentes estaciones del año indicaron que se produce el paso de un estado entre mesotrófico - eutrófico (primavera-verano) a un estado oligotrófico (otoño-invierno). El estado mesotrófico predominante del embalse, asociado a la contaminación microbiológica de los tributarios, implica la necesidad urgente de aplicar medidas a corto plazo en toda la cuenca de aporte para la preservación de los recursos hídricos, ya que el Dique La Quebrada es la única fuente de provisión de agua para aproximadamente 30.000 habitantes permanentes (Usepa, 1968; Rodriguez et al. 1998).

CONCLUSIONES

Las características de los dos embalses considerados correspondieron al estado mesotrófico, aunque con variaciones importantes según la estación del año y el sitio de muestreo. Respecto a la concentración de clorofila-a, durante la primavera y verano fueron predominantemente eutróficos, en tanto que durante el otoño e invierno fueron mesotróficos. (Pierotto et al., 2003).

Es evidente la necesidad de adoptar medidas de saneamiento inmediatas para frenar este proceso de eutrofización creciente en estos cuerpos de agua. Lo más importante es el tratamiento de los efluentes cloacales antes de ser vertidos a la cuenca, pero también deben controlarse los incendios, ya que el arrastre de las cenizas por lixiviación contribuye fuertemente a la eutrofización (Kruk et al. 2019).

Este saneamiento debe incluir el tratamiento terciario de todos los efluentes cloacales que se vierten al medio, y el control de la contaminación orgánica difusa producida por la actividad agrícola-ganadera en las cuencas afectadas.

Como medida paliativa de los florecimientos se recomienda la aireación en sus distintas posibilidades de implementación. (Prosperi 2006 y 2007). Cualquier acción mecánica que contribuya a romper la termoclina de un lago y mezclar ambas fases, o que oxigene directamente el hipolimnion, o ambas acciones al mismo tiempo, disminuirá la actividad de los organismos anaeróbicos del fondo y evitará la disponibilidad del fósforo para las Cianobacterias de la superficie.

Existen diversos mecanismos de aireación para ríos y lagos, todos más o menos eficientes según las características del ambiente que se quiera tratar y según una relación de costos y beneficios que debe ser evaluada en cada caso particular (Prosperi, 2007).

BIBLIOGRAFÍA

APHA.1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York.

Bonilla, S, Haakonsson, S, Somma, A; Gravier, A; Britos, A. 2015 Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. Innotec, 83.166.144.101..

Caramés, D. 2016. Tecnologías de control de floraciones de cianobacterias y algas nocivas en cuerpos de agua, con énfasis en el uso de irradiación por ultrasonido Innotec, ojs.latu.org.uy

Chorus, I. and J. Bartram. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organization. London. 416 p.

Donini, C.; Prosperi, C. 2000. Estudio de las especies algales bioindicadoras de contaminación en el Río Suquía (Córdoba, Argentina). 55-64. En: Hidráulica 2000. INA-UNC. (Córdoba).

González, M; Gómez, L. 2010. Identificación de cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas en la curva de salguero del río Cesar Revista Luna Azul, redalyc.org

Guarrera, S. 1948. El fitoplancton del Embalse San Roque. Rev. Mus. Arg. Cs. Nat. B. Rivadavia 1(2): 27-57.

Juanena, C; Negrin, A; Laborde, A. 2020. Cianobacterias en las playas: riesgos toxicológicos y vulnerabilidad infantil. Revista Médica del Uruguay, scielo.edu.uy

Komárek, J and K. Anagnostidis. 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 19/1. Cyanoprokariota. 1 Teil Chroococcales. Gustav Fischer. Germany. 548 pp.

Kruk, C; Martínez, A; de la Escalera, G; Trinchin, R. 2019. Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. Innotec, 2019 - 83.166.144.101.

Lerda,D. and Prosperi,C.1996.Water mutagenicity and toxicology in Rio Tercero (Córdoba, Argentina) Water Research 30 (4): 819-824..

Moreno, J; Medina, C; Albarracín, H. 2012. Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. REDUCA (Biología), revistareduca.es.

Navajas, M; Pessina, C. 2020. Diseño de plan de gestión y evaluación de proyecto de inversión para la reducción del estado trófico del Dique la Quebrada. TFI dirigido por Prosperi, C. Universidad Blas Pascal.

Otaño, S. y Prosperi, C. 2004.Variación estacional de las cianobacterias tóxicas en tres lagunas de la Provincia del Chaco. Revista On-line de la Universidad Nacional de Córdoba (www.proyectos.uncor.net).

Pierotto, M; **Rincón, A.; Gonella, M.; Daga, C. y Prosperi, C**. 2003 Hidrobiología del Embalse La Quebrada. Saneamiento y Medio Ambiente (en CDRom). Buenos Aires.

Pizzolon,L.; Tracanna,B.; Prosperi,C. and Guerrero,J. (1999) Cianobacterial blooms in argentinean inland waters. Lakes and Reservoirs 4: 101-105.

Premazzi, G. and L. Volterra. 1993. Microphyte Toxins. Comission of the European Communities. Italy. 336 pp.

Prosperi,C. 1986.Algas en el agua de consumo de la ciudad de Córdoba. Boletín Soc. Arg. de Botánica 24.(3-4): 413-417.

Prosperi, C. 1994. A cyanophyte capable of fixing nitrogen under high levels of oxigen. J. Phycology. 30, 222-224.

Prosperi,C. 1999. El problema de las algas en el Lago San Roque. Revista Asociación Profesionales del Agua 24 (77): 22-26.

Prosperi,C. 2000.Cianobacteria in human affaires. Interciencia, Revista de Ciencia y Tecnología de América 25 (6): 303-306.

Prosperi, C. 2000. Guia Interactiva de Cianofíceas de Córdoba. Cooperativa CEICiN y Fac CEFyN - UNC. En diskette.

Prosperi, C. 2002. Los microorganismos y la evaluación de la calidad de agua. Revista Estrucplan on line. (www.estrucplan.com.ar).

Prosperi, C. 2002 Composición del fitoplancton del Embalse San Roque. Tecnología y Ciencia (Revista de la Univ. Tecnológica Nacional) 6: 13. (www.utn.edu.ar/scyt/revista).

Prosperi, C; Rodriguez, C; Pierotto, M; Mancini, M; Daga, C; Gonella, M; Rincón, A. 2004. Evaluación de la contaminación y eutroficación de aguas superficiales de la Provincia de Córdoba. Revista on-line de la Secyt UNC (www.secyt.unc.edu.ar).

Prosperi, C. 2005. Evaluación de la contaminación y eutroficación de aguas superficiales de la Provincia de Córdoba. Temas (Revista on-line de la Secyt - UNC): 2 (7): 1-3. (www.secyt.unc.edu.ar).

Prosperi, C. 2006. Beneficios de la aireación en lagos eutrofizados. Revista Estrucplan on line (México). (www.estrucplan.com.mx).

Prosperi, C. 2007. Establecimiento de un sistema de alerta temprana en poblaciones afectadas por aguas eutrofizadas con florecimientos de cianobacterias y posibilidades de abatimiento de las mismas en bocas de entrada a plantas de potabilización de aguas. Biblioteca Virtual de Salud, Ministerio de Salud de la Nación (www.bvs.org.ar).

Rodriguez,C.; Mancini, M; Weyers,A. and Prosperi,C. 1998 .Algal and microbial Variation in lakes of Cordoba (Argentina). En: Gokcecus, H. 1998: Water problems in the mediterranean countries. Vols.1 and 2: 1354 p. Educational Foundation of Near East University. (Lefkosia, Chipre). (www.neu.edu.tr).

Ruibal, A; Yamashita, N; Tomonari, M; Matsui, S; Granero, M; Yamashiki, Y; D'Angelo, R; Prosperi, C. 2001. Phytoplancton variation and toxic Cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Conservation and Management of Lakes 3(1): 59-62.

USEPA, 1968. Water quality criteria. Federal Water Pollution Control Administration. Dep. of Interior, Washington, 7-14.

Whitton, B., E. Rott and G. Friedrich. 1991. Use of algue for monitoring rivers. Univ. Innsbruck. 156 p.

ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO: GESTIÓN SUSTENTABLE DEL AGUA DE VILLA MARÍA. GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS DE LA CUENCA DEL CTALAMOCHITA.

Tissera G.[1]; Cejas G.[2,3]; Di Lorenzo C.[1]; González A.[1]

[1] Municipalidad de Villa María, [2] Universidad Nacional de Córdoba, [3] Universidad Católica de Córdoba. Antonio Sobral 299, Villa María, Córdoba, germantissera@hotmail.com y gabriela.cejas@unc.edu.ar.

Resumen

El presente trabajo fue realizado en el marco del "Proyecto de Gestión Integral de Recursos Hídricos en la Cuenca Ctalamochita", consiste en un estudio hidrogeológico en la ciudad de Villa María y zonas aledañas, para poder asesorar en la planificación y/o gestión respecto del uso sustentable del recurso hídrico subterráneo. El alcance principal del trabajo fue realizar un estudio hidrogeológico dentro del ejido urbano de Villa María y evaluar estado de las captaciones de agua, para tener un diagnóstico del funcionamiento del sistema hidrogeológico. Se analizó información disponible, se realizaron relevamientos de pozos, activos e inactivos, pertenecientes a la Cooperativa 15 de Mayo, los que se encuentran situados en un predio de la cooperativa y otros, en la parte occidental de la ciudad y se tomaron muestras de agua de las perforaciones. Finalmente, se presentan las principales observaciones que surgieron de los análisis anteriores, y en relación al estado actual del sistema de abastecimiento de agua a partir de los relevamientos realizados. En la mayoría de los pozos relevados no se tiene certeza del tipo de equipo de bombeo, ni de profundidades de instalación de los filtros como para verificar el grado de influencia en los rendimientos hidráulicos en cada sitio, y evaluar potencial de explotación. Según los logueos de perforaciones realizadas por la Cooperativa 15 de Mayo, se identifican cuatro capas acuíferas semiconfinadas, compuestas por intercalaciones arenosas finas en la secuencia predominantemente loéssica dentro de la Fm Pampeano. El agua de los acuíferos que abastecen a Villa María es dulce (TSD entre 200 y 500 mg/L), algo dura a dura (60-130 mg/L). La composición química del agua es bicarbonatada sódica hasta bicarbonatada sódico-cálcica e incluso cálcica-sódica, variando a clases clorurada y sulfatada sódica en sitios puntuales.

Palabras claves: hidrogeología ambiental, gestión integrada, explotación sostenible.

Abstract

This work was carried out within the framework of the "Integrated Water Resources Management Project in the Ctalamochita Basin", it consists of a hydrogeological study in the city of Villa María and surrounding areas, in order to advise on the planning and management regarding the sustainable use of underground water resources. The main scope of the work was to carry out a hydrogeological study within the urban commune of Villa María and evaluate the state of the water drilling, to have a diagnosis of the operation of the hydrogeological system. Available information was analyzed, surveys were carried out of wells, active and inactive, belonging to the Cooperativa 15 de Mayo, which are located on a property owned by the cooperative and others, in the western part of the city, and water samples were taken from perforations. Finally, the main observations that emerged from the previous analyzes are presented, and in relation to the current state of the water supply system from the surveys carried out. In most of the wells surveyed, there is no certainty about the type of pumping equipment, or the depths of installation of the filters to verify the degree of influence on the hydraulic performance at each site, and to evaluate the potential for exploitation. According to the drilling logs carried out by the Cooperativa 15 de Mayo, four semi-confined aquiferous layers are identified, composed of fine sandy intercalations in the predominantly loessic sequence within the Pampeano Fm. The water in the aquifers

that supply Villa María is sweet (TDS between 200 and 500 mg / L), somewhat hard to hard (60-130 mg / L). The chemical composition of the water is sodium bicarbonate to sodium-calcium bicarbonate and even calcium-sodium, varying to chloride and sodium sulphated classes in specific places.
Keywords: environmental hydrogeology, integrated management, sustainable exploitation.

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo ha sido realizado en el marco del Proyecto de Gestión Integral de Recursos Hídricos en la Cuenca Ctalamochita, llevado adelante por la Municipalidad de Villa María y la Universidad Nacional de Villa María, desde 2015 etapa en la que se realizaron los primeros estudios preliminares de la cuenca y la caracterización de algunas variables ambientales (cantidad y calidad de agua superficial, erosión de márgenes, zonificación de riesgo de inundación) en la ciudad de Villa María, Córdoba.
Gestionar adecuadamente la Cuenca del Ctalamochita requiere una visión integral del recurso hídrico superficial y subterráneo, tanto en calidad como en cantidad, analizando sus variaciones en los diferentes sectores y en las distintas épocas del año.
En 2017, se decide avanzar en la valoración del recurso hídrico subterráneo de la ciudad de Villa María y entorno vinculado porque se explota este recurso para abastecer a los habitantes de la región, destacándose, por la reconocida calidad del agua para consumo humano.
Para ello, se realizó la revisión y procesamiento de los datos antecedentes para el área (clima, hidrología, hidrogeología, geología-geomorfología, entre otros); y de la información generada en campo durante los meses de junio y julio de 2017, incluyendo censo de perforaciones de agua en la zona de estudio, procesamiento de análisis químicos, análisis de registros gráficos de perforaciones y protocolos de laboratorio cedidos por la Cooperativa 15 de Mayo perteneciente a la ciudad de Villa María.
A continuación, se presentan los resultados surgidos del análisis actual, y las principales observaciones que se desprenden del mismo, agrupadas por temática, así, se prevé aportar al conocimiento de las condiciones hidrogeoquímicas del sector y avanzar en directrices ambientales tendientes a mejorar la explotación del recurso hídrico subterráneo.
Es por esto que la finalidad de este estudio fue realizar la valoración hidrogeológica de la ciudad de Villa María y zonas aledañas, para poder asesorar a las diferentes instituciones en la planificación y/o gestión del uso del agua, conforme a la utilización sustentable del recurso hídrico subterráneo.

OBJETIVOS

El alcance principal del trabajo fue realizar un estudio hidrogeológico dentro del ejido urbano de Villa María y evaluar estado de las captaciones de agua, para tener un diagnóstico del funcionamiento del sistema hidrogeológico. Para ello, los objetivos particulares apuntan a:
- Definir ubicación en un plano de las principales captaciones de abastecimiento de agua pertenecientes a la Cooperativa 15 de Mayo.
- Analizar el funcionamiento actual de las captaciones de agua (niveles estáticos/dinámicos, rendimiento de los pozos, caudal específico, etc.) y plantear adecuaciones en su manejo.
- Evaluar la hidroquímica en los diferentes pozos y caracterizar el acuífero en su conjunto.

MATERIALES

La zona de estudio se ubica en la ciudad de Villa María, departamento General San Martín, provincia de Córdoba. La ciudad se encuentra en plena Pampa húmeda, a orillas del Río Ctalamochita, y a unos 146 km al Sudeste de la ciudad capital de la provincia. Las principales vías de acceso son la RN 9 y la RN 158; además, la ciudad es atravesada por las rutas provinciales N° 2 y N° 4.
La figura 1 muestra la ubicación del área en estudio, sus inmediaciones y las vías de comunicación principales. El sitio se emplaza entre las coordenadas geográficas de latitud 32°23'8.07" a 32°26'1.08" Sur, y longitud 63°14'24.13" hasta 63°12'35.33" Oeste.

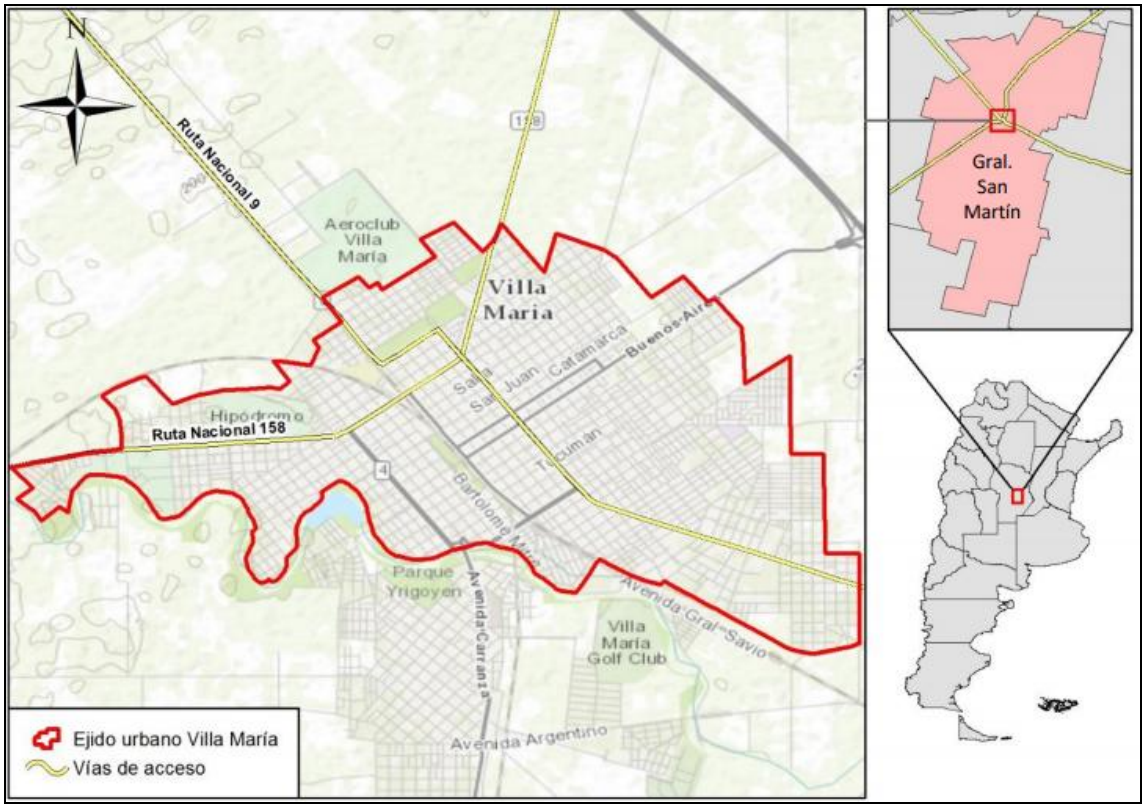


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

METODOLOGÍA

Evaluación de antecedentes
En la revisión de información antecedente se incluyeron trabajos realizados por la Universidad de Villa María en el marco del Proyecto de Gestión Integral de Recursos Hídricos en la Cuenca Ctalamochita y también, publicaciones o estudios particulares realizados por distintos organismos públicos y/o privados, Universidades de Río Cuarto y Córdoba, SEGEMAR, INTA, SMN, la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación, la Asociación Geológica, Relatorio del Congreso Argentino de Geología 2014.
Asimismo, se analizó la información recibida por la Cooperativa de Agua 15 de Mayo, referente a los registros gráficos de perforaciones y protocolos de laboratorio correspondientes a muestreos de agua realizados en las perforaciones de producción y en la red de agua potable de la ciudad de Villa María.
Trabajos de campo

Las tareas de campo consistieron en realizar relevamientos de pozos, activos e inactivos, pertenecientes a la Cooperativa 15 de Mayo, los que se encuentran situados en un predio de la cooperativa y otros, en la parte occidental de la ciudad.
Las campañas fueron realizadas entre los meses de junio y julio de 2017, consistiendo en un censo de perforaciones y medición de niveles de agua subterránea; toma de parámetros fisicoquímicos in situ (pH, CE, temperatura); registro de datos constructivos (diámetros, profundidad, brocal, cañerías, etc.); y estado actual de las perforaciones (pozos en funcionamiento o no, estado de boca de pozo, entre otras características).
Adicionalmente, se tomaron muestras de agua de las perforaciones pertenecientes a la Cooperativa 15 de Mayo, las cuales fueron enviadas al laboratorio LABAC, ubicado en la ciudad de Rosario (provincia de Santa Fe), para realizar determinaciones de los parámetros fisicoquímicos y analitos más relevantes para el análisis hidroquímico posterior.

RESULTADOS

En base a la información brindada por la Cooperativa 15 de Mayo, las perforaciones extraen caudales que varían desde 50 m^3/h (pozo 18) hasta máximos rondando 180 m^3/h (pozo 101), operando en tiempos variables según el sitio, y alternando el uso durante la noche (programa nocturno de bombeo, con operación de tres pozos rotativos según el día que se trate). Debido a que la mayoría de las perforaciones son las que actualmente abastecen a la ciudad de Villa María, se acordó con dicha cooperativa un programa de encendido y apagado de las bombas de los pozos de manera alterna con el fin de obtener los niveles estáticos y dinámicos sin perjudicar el abastecimiento.
A continuación, se describen los puntos censados, agrupados en función de si se trata de pozos en la zona de planta de bombeo o en el resto del ejido urbano en Villa María.

Pozos planta de bombeo

En esta zona relevada se visitaron un total de 15 pozos de los cuales siete estaban en funcionamiento. La tabla 1 presenta los niveles de agua medidos y estado de funcionamiento de cada pozo, y la figura 2 muestra la ubicación de los mismos dentro del predio de la Cooperativa 15 de Mayo y los situados en terrenos colindantes.

Nombre del pozo	Censo Junio 2017		Censo Julio 2017		Estado
	Nivel E.	Nivel D.	Nivel E.	Nivel D.	
Pozo 1	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 2	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 3	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 4	8,8	26,3	9,02	27,37	Activo
Pozo 5	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 6	9,3	22,3	9,50	22,69	Activo
Pozo 7	9,1	-	9,055	-	Inactivo
Pozo 8	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 8 bis	6,8	25,4	6,11	25,72	Activo
Pozo 9	9,4	28,8	9,465	29,22	Activo
Pozo 10	8,9	22,0	9,31	21,50	Activo
Pozo 16	8,14	-	8,185	-	Inactivo
Pozo 17	7,0	-	6,96	-	Inactivo
Pozo 17 bis	7,0	17,4	6,522	18,21	Activo
Pozo 18	5,3	38,6	5,43	36,91	Activo

Tabla 1. Censo de perforaciones en planta de bombeo

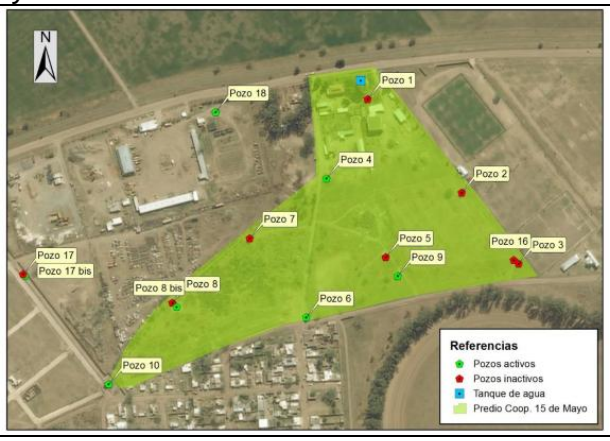


Figura 2. Ubicación de perforaciones en planta de bombeo.

Como se ve en la tabla 1, el agua está en profundidades entre 5,4 y 9,5 metros bajo boca de pozo, con depresiones máximas registradas entre 15 y 30 metros, salvo en el pozo 18 donde es mayor (31,5 m). Por lo que pudo registrarse en las visitas, y la información brindada por la Cooperativa, los pozos cuando operan extraen caudales desde 50 m^3/h hasta 145 m^3/h, ingresando alrededor de 600 m^3/h a la planta de

bombeo en momentos de mayor demanda en el día. La extracción de agua es a partir de más de un nivel acuífero semiconfinado, a excepción del pozo 6 que sólo capta del acuífero II, y cuya profundidad final no supera los 60 metros.
El resto de los pozos activos con información disponible, tienen profundidades variables entre 120 y 200 metros aproximadamente, si bien esto no ha podido verificarse por mediciones, sino que surge del legajo de pozo.

Pozos ejido urbano

Dentro del ejido urbano de la ciudad de Villa María, se realizó el monitoreo de 18 pozos, incluyendo perforaciones activas, inactivas y cegadas (ver figura 3). Más allá de las mediciones de niveles de agua y parámetros fisicoquímicos in situ, sólo en algunos pozos ha podido medirse fondo de pozo, para constatar profundidad actual en cada sitio. La tabla 2 presenta las principales características relevadas, y la figura 3 muestra la ubicación de los pozos dentro del ejido municipal de Villa María.

Nombre del pozo	Censo Junio 2017		Censo Julio 2017		Estado
	Nivel E.	Nivel D.	Nivel E.	Nivel D.	
Pozo 11	3,6	32,15	3,640	32,190	Activo
Pozo 12	2,9	-	2,860	-	Inactivo
Pozo 13	4,4	18,3	4,360	18,050	Activo
Pozo 14	5,05	-	5,360	-	Inactivo
Pozo 15	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 15 bis	3,6	40,8	-	42,560	Activo
Pozo 19	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 19 bis	5,7	26,8	5,740	26,620	Activo
Pozo 101	-	10,04	3,360	10,140	Activo
Pozo 102	5,1	-	5,070	-	Inactivo
Pozo 103 A	-	-	-	-	Inactivo
Pozo 103 B	7,0	-	7,043	-	Inactivo
Pozo 103 bis	7,6	29,3	7,733	28,190	Activo
Pozo 104	6,87	15,5	6,720	-	Activo
Pozo 105	5,8	17,5	-	17,420	Activo
Pozo 106	1,56	-	1,580	10,780	Activo
Pozo 107	-	-	2,550	7,770	Activo
Pozo 108	-	-	5,500	-	Inactivo

Tabla 2. Censo de perforaciones en ejido urbano.

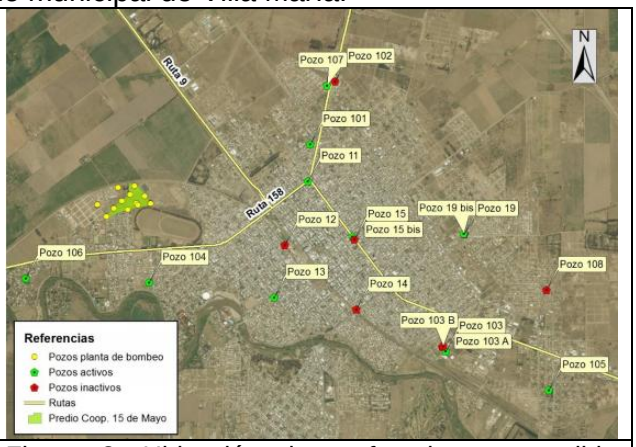
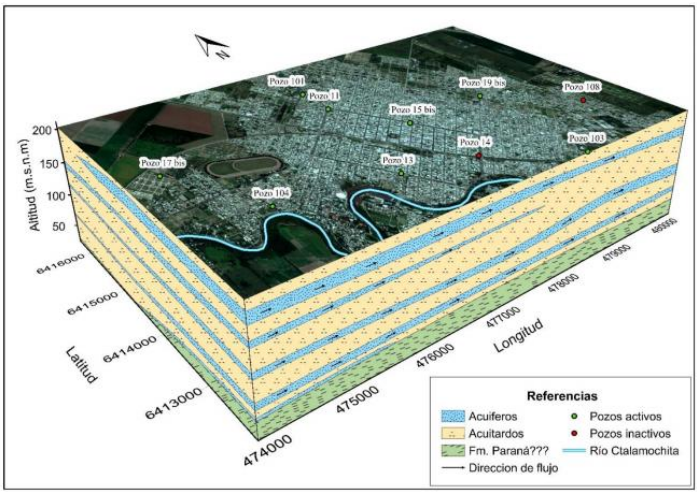


Figura 3. Ubicación de perforaciones en ejido urbano.

De los pozos relevados en esta zona, tres se encuentran cegados (pozos 15, 103A, 102) y cinco se hallan inactivos, presentando una tapa protectora en superficie; las restantes diez perforaciones son las que abastecen de agua a la ciudad. Los máximos caudales de explotación se obtienen en el centro norte de la urbe, donde se encuentra el pozo 101 (Q = 182 m^3/h), y al Sudoeste cerca del cauce del río Ctalamochita (pozo 104, con Q = 148 m^3/h). El resto de los pozos en general extraen entre 90 y 120 m^3/h, según el sitio. En cuanto al nivel acuífero que se explota, al igual que lo que sucede en la zona de planta de bombeo al Noroeste, la mayoría de los pozos activos interceptan más de un nivel acuífero semiconfinado (II a V), variando las profundidades entre 100 y 190 m; pozos que tienen menos de 100 metros se corresponden con los que están inactivos, con tramo filtrante en el primer nivel acuífero, el cual por normativa vigente en Córdoba no es captado, ya que el agua suele no ser apta para consumo humano.
En cuanto a los niveles de agua, son más variables en estos pozos si bien es lógico ya que se encuentran más dispersos los sitios, registrando profundidad de agua variable desde 1,5 mbbp hasta 7,6 mbbp en estado de reposo; con variaciones de 8 hasta casi 40 metros si se comparan con los niveles dinámicos medidos en los censos (ver tabla 2).

Modelo Hidrogeológico conceptual preliminar

Los criterios adoptados para la clasificación de las distintas capas acuíferas se basaron en el análisis de la litología descripta en logueos de perforaciones pertenecientes a la Cooperativa 15 de Mayo.
De acuerdo con la litología y teniendo en cuenta el comportamiento hidrogeológico del área, se identificaron para la zona de Villa María cinco capas acuíferas. La primera capa reconocida representa el acuífero libre, posteriormente los siguen cuatro acuíferos semiconfinados de diferentes dimensiones espaciales (ver figura 4 a).

a) 

b)

Prof. (m)	Litología	Unidades Hidrogeológicas	Edad
0	Limo arenoso pardo claro	Acuitardo	CUATERNARIO
10	Arena media a fina cuarzo-feldespática	Acuífero	
15	Limo arenoso pardo claro cementado	Acuitardo	
20	Arena media a gruesa cuarzo-feldespática	Acuífero	
30	Limo arenoso pardo claro cementado	Acuitardo	
40	Limo arenoso pardo claro	Acuitardo	
50	Limo arenoso pardo claro cementado	Acuitardo	
60	Limo arenoso pardo claro	Acuitardo	
80	Limo arenoso pardo claro cementado	Acuitardo	
100	Arena media a gruesa cuarzo-feldespática	Acuífero	
110	Limo arenoso pardo claro	Acuitardo	
120	Limo arcilloso pardo oscuro	Acuitardo	
130	Limo arcilloso pardo oscuro con gravillas	Acuitardo	
135	Arena media a gruesa cuarzo-feldespática	Acuífero	
140	Limo arenoso pardo claro	Acuitardo	
150	Arcilla arenosa pardo clara	Acuícludo	NEOGENO
155	Arena media a gruesa cuarzo-feldespática	Acuífero	
165	Arcilla arenosa pardo clara	Acuícludo	
170			

Figura 4. a) Modelo hidrogeológico conceptual preliminar de Villa María. b) Perfil tipo de la zona de estudio

Las capas acuíferas están compuestas por arenas cuarzo-feldespáticas finas a medias-gruesas, separadas por limos arcillo-arenosos, con coloración pardo rojiza, algo compactados y cementados por $CaCO_3$, los que funcionan como acuitardos. Por las características litológicas, estos sistemas hidrogeológicos se encuentran dentro de la Formación Pampiano. Por debajo de esta capa acuífera se evidencia un cambio notable en la litología y en las propiedades físicas de los estratos, dando paso a depósitos arcillosos con intercalaciones arenosas de moderado espesor, lo que indicaría un probable cambio de formación. Esta formación posiblemente es de edad terciaria y llega a conformar el basamento hidrogeológico de las capas acuíferas suprayacentes (ver figura 4 b). La dirección de flujo subterráneo regional es similar en todos los acuíferos, concordando con la pendiente regional y con el rumbo que lleva al río Ctalamochita en la zona (E y SE). A escala local en Villa María, hay desvíos en el flujo de los acuíferos II-III hacia el Sur en dirección al cauce del río Ctalamochita.

Hidroquímica

Para el presente análisis se recopilaron un total de 165 análisis fisicoquímicos antecedentes, pertenecientes a 21 pozos, dentro del período que va desde enero del 2015 hasta septiembre del 2017. En promedio, se cuenta con 8 análisis por pozo, exceptuando el pozo N° 7 y el N° 16, los cuales cuentan con un solo dato para cada uno. Para las diferentes fechas, los análisis incluyen la determinación pH, Conductividad Eléctrica, Turbiedad, Cloruro, Sulfato, Nitrato, Sodio y Arsénico. Además, según la fecha, se han realizado otras determinaciones esporádicas en las que se destacan las determinaciones de Calcio, Magnesio, Manganeso, Fluoruro, Nitrito y Solidos Totales Disueltos, entre otras. En primer lugar, considerando que no siempre se ha hecho la misma rutina de determinaciones analíticas en los pozos, se ha seleccionado el periodo de muestreo de Abril-Junio de 2017, en el cual se han analizado todos los elementos mayoritarios del agua subterránea, a los fines de poder comparar composición química en la mayoría de los pozos (17 del total disponible). En la figura 5 a) y 5 b) se muestran diagramas de Piper y Schoeller-Berkaloff, los cuales permiten realizar la clasificación por predominancia de cationes o aniones mayoritarios.

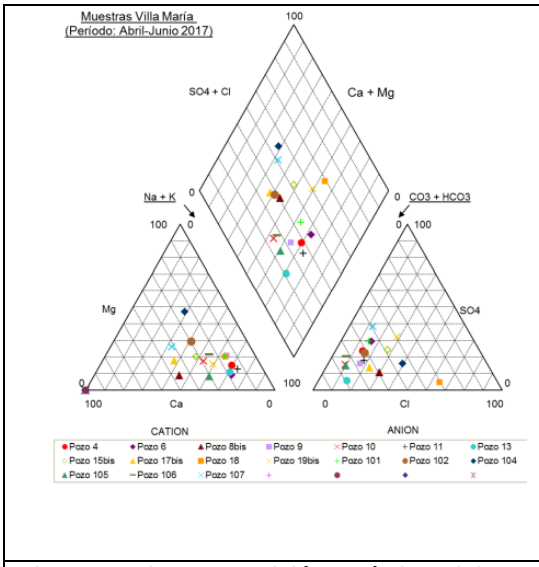


Figura 5 a) Composición química del agua en pozos de abastecimiento en Villa María – Diagrama de Piper.

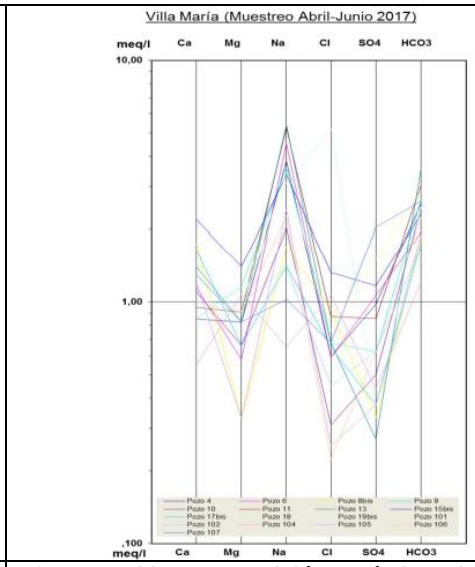


Figura 5 b) Composición química del agua en pozos de abastecimiento en Villa María – Diagrama Schoeller-Berkaloff

La composición química del agua es en general bicarbonatada sódica hasta bicarbonatada sódico-cálcica e incluso cálcica-sódica según el pozo que se analice, variando la composición a clases clorurada y sulfatada sódica en sitios puntuales como el pozo 18 y 19bis/107, respectivamente. No se aprecian patrones de distribución claros, lo que puede deberse a la mezcla de agua desde distintas profundidades de aporte en los pozos.

Por los contenidos de sólidos totales disueltos informados en los análisis, el agua es dulce con valores entre 200 y 500 mg/L en general, con poca oscilación en los contenidos en el tiempo; y por la dureza, se trata de agua algo dura a dura, con rangos entre 60 y 130 mg/L en la mayoría de los pozos, sin superar los 200 mg/L como máximo hacia la actualidad.

CONCLUSIONES

Finalmente, se presentan las principales observaciones que surgieron de los análisis anteriores, y en relación al estado actual del sistema de abastecimiento de agua a partir de los relevamientos realizados.

Si bien se cuenta con caudales de explotación de pozos, en la mayoría no se tiene certeza del tipo de equipo de bombeo, ni de profundidades de instalación de los filtros como para verificar el grado de influencia en los rendimientos hidráulicos en cada sitio, y evaluar potencial de explotación.

En la zona de estudio y alrededores, el acuífero freático es pobre, de baja Transmisividad (del orden de 80 m^2/d); con captaciones que no superan los 5 m^3/hora en general. Dicho nivel no se usa para explotación de agua por restricciones de calidad, ya que no resulta apta para riego ni para consumo humano.

Según los logueos de perforaciones realizadas por la Cooperativa 15 de Mayo, se identifican cuatro capas acuíferas semiconfinadas, compuestas por intercalaciones arenosas finas en la secuencia predominantemente loéssica dentro de la Fm Pampeano.

Los acuíferos semiconfinados reconocidos en la zona presentan una dirección general de flujo E y SE, presentando una correspondencia con la pendiente regional y las direcciones de flujo del acuífero libre.

El agua de los acuíferos que abastecen a Villa María es dulce (TSD entre 200 y 500 mg/L), algo dura a dura (60-130 mg/L). La composición química del agua es bicarbonatada sódica hasta bicarbonatada sódico-cálcica e incluso cálcica-sódica, variando a clases clorurada y sulfatada sódica en sitios puntuales como el pozo 18 y 19bis/107, respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA

Blarasin, M., Cabrera, A., y Matteoda, E. 2014. Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba. UniRío. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

Tissera, G., Cejas, G. y Gonzalez, A. 2019. Evaluación Preliminar de la Cuenca del río Ctalamochita para la gestión integral del recurso hídrico, provincia de Córdoba, Argentina. 1a ed . - Tandil: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 2019.

Tissera, G. y Cejas, G. 2016. Evaluación preliminar de la cuenca del río Ctalamochita. Municipalidad de Villa María y Universidad Nacional de Villa María. 5º Foro Latinoamericano de Desarrollo Sostenible, la nueva Agenda Urbana, Rosario, Santa Fe, Argentina.

Tissera, G., Cejas, G., Gonzalez, A., Preiato, S., Scatizza, C., Rodriguez, J. 2015. Informe Fase I Proyecto de evaluación preliminar de cuenca del río Ctalamochita, provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Villa María. (inédito)

Tissera, G., Cejas, G., Gonzalez, A., Preiato, S., Scatizza, C. 2015. Informe Final. Proyecto de evaluación preliminar de cuenca del río Ctalamochita, provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Villa María. (inédito)

DESABASTECIMIENTO HÍDRICO EN EL SISTEMA DE CIUDADES DE COLOMBIA: ORDENAMIENTO AMBIENTAL Y TERRITORIAL EN LA MACROCUENCA HIDROGRÁFICA MAGDALENA-CAUCA.

Peralta Mahecha G.;
Rodríguez Arregocés N.X.; Alarcón García S.J.; Garzón Camacho J.C. y Neuta Niño D.F.;

Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá
maeorden_farbog@unal.edu.co

Resumen

Esta ponencia describe el problema de desabastecimiento hídrico en el sistema de ciudades localizado en las zonas más susceptibles de la macrocuenca Magdalena-Cauca. Tal problema es tratado desde la perspectiva conceptual de los servicios ecosistémicos hídricos, el ciclo hidrológico y el ciclo de uso del agua, en relación con el desabastecimiento hídrico y el contexto de ordenamiento ambiental y territorial. A partir de información secundaria (bibliográfica, estadística y cartográfica) proveniente de entidades estatales especializadas, se planteó un análisis multivariable que consistió en construir una matriz con variables físico-ambientales, sociales y económicas que, relacionadas entre sí, permitieron caracterizar el área de estudio, evidenciar problemáticas y espacializarlas. Así, la susceptibilidad al desabastecimiento hídrico con afectación urbana en la macrocuenca se expresa mayormente en las cabeceras municipales que no hacen parte del sistema ciudades (188) y tan sólo en 24 que sí hacen parte de este. Al analizar el contexto propio del ordenamiento, se recalca la importancia del plan de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas (POMCA), como instrumento básico de ordenamiento ambiental de las cuencas hidrográficas y su relación como determinante ambiental del plan de ordenamiento territorial (POT), principal instrumento de ordenamiento territorial de los municipios colombianos, que, recíprocamente, debe ser coadyuvante en la conservación y preservación de los servicios ecosistémicos hídricos del sistema de ciudades de la macrocuenca. Esta ponencia es resultado del proyecto de investigación “Análisis del desabastecimiento hídrico en el sistema de ciudades - Estudio de caso del área hidrográfica Magdalena-Cauca”, elaborado por parte de grupos de investigación de las Facultades de Artes y Ciencias de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá.

Palabras clave: Ciclo hidrológico; Consumo de Agua; Servicio Ecosistémico, Desarrollo Sostenible.

Abstract

The article describes the problem of water shortage in the city system located in the most susceptible areas of the Magdalena-Cauca hydrological macro-basin (Colombia). Such a problem is dealt from the conceptual perspective of water ecosystemic services, and both the hydrological and water use cycles, in relation to water supply and environmental and territorial planning. Based on secondary information (bibliographic, statistical, and cartographic data) available in specialized public agencies, a multivariate analysis was carried out, by using a matrix with physical-environmental, social and economic variables that, related to each other, allowed to characterize the area of study, point and spatialize problems. Thus, the susceptibility to water shortage with urban involvement in the macro-basin is mostly expressed in 188 cities that are not part of the city system, and only in 24 cities that are part of it. Environmental planning in the macro-basin is also analyzed, emphasizing the “hydrographic basin planning and management plan” (known as POMCA by its initials in Spanish) as a key environmental planning tool and its crucial and determinant relationship with the “territorial master plan” (known as POT by its initials in Spanish). The latter plan, as the fundamental territorial planning instrument, contributes reciprocally to the

conservation and preservation of water ecosystem services in the city system located at the macro-basin. This article resulted from the research project "Analysis of water shortage in the Colombia's city system - Case study of the Magdalena-Cauca hydrographic macro-basin", carried out by research groups of the Faculties of Arts and Sciences of the National University of Colombia, Sede Bogotá.

Keywords: Hydrological cycle; water consumption; eco-systemic services; sustainable development.

El objetivo del proyecto de investigación del que deriva esta ponencia es analizar el desabastecimiento hídrico en el sistema de ciudades de la macrocuenca hidrográfica Magdalena-Cauca (en adelante, macrocuenca M-C), particularmente en aquellas subzonas hidrográficas (en adelante, subzonas o cuencas) más susceptibles de desabastecimiento hídrico y paralelamente, analizar cómo el ordenamiento territorial podría contribuir a su mitigación, favoreciendo de esta forma la sostenibilidad ambiental del territorio.

¿Cuál es el problema de desabastecimiento hídrico en las ciudades localizadas en cuencas calificadas como más susceptibles en la macrocuenca M-C? En Colombia "la disponibilidad de agua excede con creces la demanda"; sin embargo, "el agua no está distribuida homogéneamente en las diferentes regiones y el recurso está sometido a fuertes variaciones que determinan su disponibilidad (periodos lluviosos-periodos secos)…" y "hay cuencas deficitarias y otras con grandes excedentes, que someten áreas importantes del territorio a inundaciones periódicas de duración considerable" (IGAC 2011). En la primera década del siglo XXI las regiones Andina y Caribe, las más pobladas de Colombia, presentaban la mayor presión por el recurso hídrico, en tanto que, en las regiones Pacífico, Orinoquía y Amazonía la oferta hídrica superaba ampliamente la demanda de su población. Alrededor de las tres cuartas partes de la población nacional habitaba en 995 municipios con índice de escasez hídrica mínimo o no significativo, mientras que la cuarta parte restante de la población lo hacía en 95 municipios con índice medio, medio alto o alto. En las áreas más densamente pobladas del país la demanda de agua para los diferentes usos seguiría aumentando, en tanto que la oferta aprovechable del recurso hídrico podría reducirse de continuar las tendencias de deforestación y la "ausencia casi total de tratamiento de las aguas residuales" (IGAC 2011).

Al finalizar la segunda década del presente siglo, de las 316 subzonas o cuencas que integran las cinco (5) áreas hidrográficas o macrocuencas de Colombia, 109 (34.5%) presentan índice de criticidad alto o muy alto, y de las 105 cuencas que conforman la macrocuenca M-C, 80 (76.2%) presentan índice de criticidad alto o muy alto. Así las cosas, la macrocuenca M-C concentra el 73.4% de las cuencas del país con índice de criticidad alto o muy alto (Figura 1).

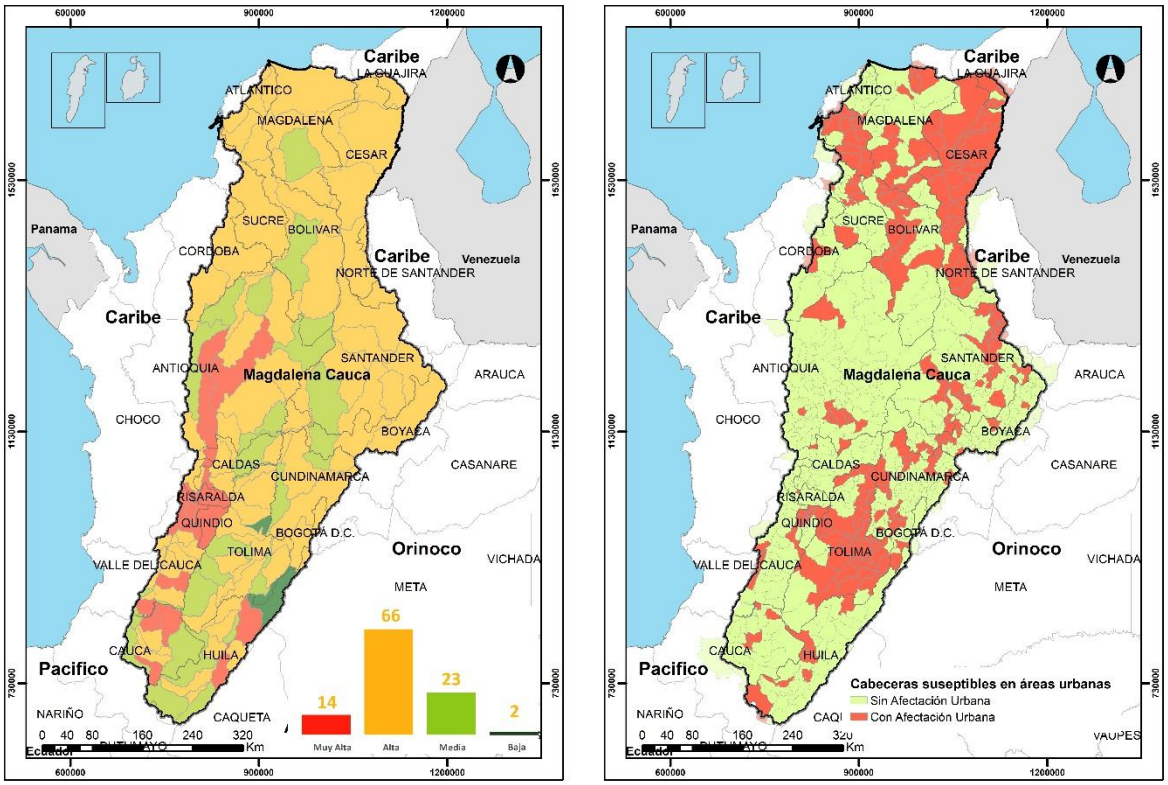


Figura 1. (Izq.) Zonificación cuencas hidrográficas de la macrocuenca M-C según nivel de criticidad. **Figura 2.** (Der.) Cabeceras susceptibles al desabastecimiento hídrico en la macrocuenca M-C.
Datos: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2019); Instituto Geográfico Agustín Codazzi - IGAC (2018).

Las 391 cabeceras municipales donde se asientan cerca de 7,8 millones de habitantes, presentaban en 2018 susceptibilidad a sufrir desabastecimiento de agua potable a causa de la temporada seca y las cabeceras de Valledupar, Riohacha, Santa Marta, Armenia, San Andrés, Bucaramanga, Sincelejo e Ibagué “son de especial interés, dado que son ciudades capitales de departamento y, por tanto, concentran la mayor cantidad de población y actividades socioeconómicas” (IDEAM 2019). También estableció que 308 de tales cabeceras (79%) se encontraban en la macrocuenca M-C, seguida de la macrocuenca del Caribe, donde se localizan 40 cabeceras (10%) (Figura 2).

La investigación partió del marco conceptual desarrollado en la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (Reid *et al*. 2005), orientado a entender las relaciones entre los ecosistemas y los beneficios que prestan a la humanidad para su bienestar, como aprovisionamiento, regulación y apoyo, así como sus servicios culturales (Sachs 2015). Uno de los servicios ecosistémicos es el aprovisionamiento hídrico, que permite el desarrollo del sistema de ciudades y la satisfacción de la demanda de agua para el consumo humano; además, propicia una visión integradora del ciclo hidrológico con el ciclo urbano del agua. En tal visión integradora, el ciclo urbano del agua, que comprende el abastecimiento (captación, potabilización, almacenamiento y distribución), el saneamiento (recolección a través del alcantarillado, depuración o vertido) y la reutilización (regeneración y transporte) del agua en la ciudad (AQUAE 2019), aparece integrado dentro del ciclo hidrológico, definido como el “movimiento general del agua, ascendente por evaporación y descendente primero por las precipitaciones y después en forma de escorrentías superficial y subterránea” (Sánchez San Román 2017).

Dentro del ciclo hidrológico, se analizan la oferta y la demanda hídrica; para la primera, se considera el grado de susceptibilidad al desabastecimiento hídrico en las cuencas de la macrocuenca M-C y para la segunda, se estudia la demanda de recurso hídrico para consumo humano en el sistema de ciudades. Tal sistema se define como un conjunto organizado de ciudades que “comparten relaciones funcionales de orden económico, social, cultural y ambiental, y que interactúan entre sí, para maximizar beneficios de la urbanización y minimizar los costos sociales”(CONPES 2014). Dentro de la macrocuenca M-C se localizan 14 aglomeraciones funcionales, que contienen 104 municipios y 8 ciudades uninodales. Los municipios de las aglomeraciones funcionales concentran alrededor de 25.1 millones de habitantes, en tanto que las ciudades uninodales concentran 3.5. millones de habitantes (Figura 3).

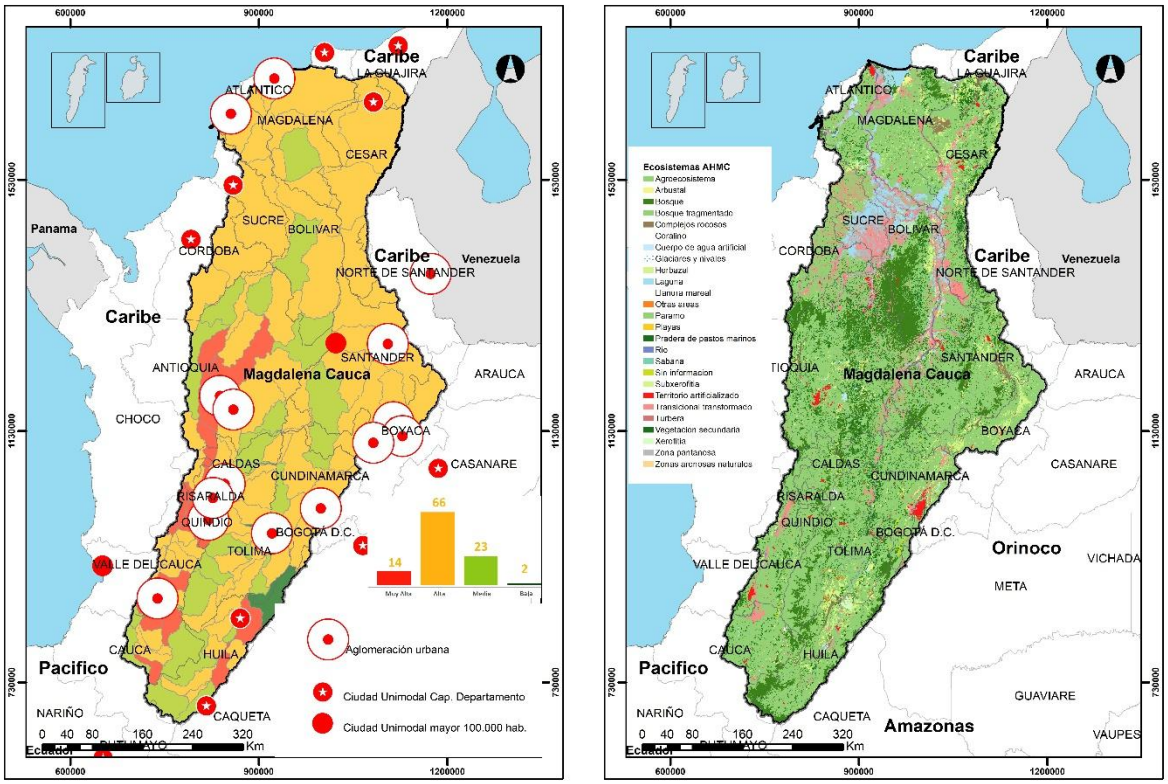


Figura 3. (Izq.) Subzonas o cuencas hidrográficas y sistema de ciudades en la macrocuenca M-C. **Figura. 4.** (Der.) Porcentaje de ecosistemas presentes en el territorio de la macrocuenca M-C.

Datos: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2019); Consejo Nacional de Política Económica y Social (2014), Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM (2017).

La macrocuenca M-C es considerada como una de las 5 áreas establecidas en la zonificación y codificación hidrográfica de Colombia (Guzmán, Ruiz, y Cadena 2014), tiene un área de 271.118 km^2 y es la tercera más grande en tamaño, después de las del Orinoco y Amazonia. Está subdividida en 9 zonas hidrográficas, que a su vez se dividen en 105 SZH y se constituye en el territorio más complejo de la Nación en términos de biodiversidad ecosistémica, antrópica, cultural y económica (Rodríguez y Armenteras Pascual 2006). Se caracteriza por contar con 5 tipos de biomas en su territorio, los cuales se han podido diversificar debido a la variedad de climas, relieves, topografías y suelos presentes en la región.

De los biomas de mayor presencia en el territorio de la macrocuenca M-C es el Orobioma azonal del zonobioma húmedo tropical, el cual tiene una cobertura del 43,81% del total del territorio, seguido por el zonobioma húmedo tropical con el 21,44%. Dentro de los 5 tipos de biomas de la macrocuenca M-C se pueden identificar 4 tipos de ecosistemas generales, acuático, costero, marítimo y terrestres que contienen 24 tipos de ecosistemas específicos (Figura 4), los de mayor extensión son los agroecosistemas que representan el 59% del territorio, seguidos por los bosques con el 16%, el transicional transformado con 6%, los páramos 5%, y con el 4% los cuerpos de agua (lagunas ríos y humedales) (IDEAM 2017).

El uso del agua es entendido como la extracción antrópica del sistema natural consuntivo o no consuntivo y para su análisis se tiene en cuenta la demanda hídrica (cantidad de agua extraída para actividades antrópicas), y la huella hídrica (indicador que permite analizar los impactos sobre cantidad y calidad de agua y da cuenta de la porción de agua que no retorna al sistema) que se divide en azul, verde y gris. La primera se refiere al agua extraída de sistemas lénticos y lóticos para usos antrópicos que no retorna al sistema; la segunda se basa en el uso del agua de los ecosistemas y la humedad del suelo proveniente de las lluvias para el desarrollo del sector agropecuario; por último, la gris busca determinar los impactos sobre la calidad del agua (IDEAM 2019). Teniendo en cuenta lo anterior, la macrocuenca M-C demanda 25.766,5 millones de m^3 de agua al año, es decir el 69% del total de agua del país. La distribución de la demanda hídrica por sector económico dentro de la macrocuenca M-C está distribuida así: agricultura 42,5%, energía 25.4%, pecuario 8,3%, piscícola 7,8%, doméstico 7,6%, e industria 3,2%, mientras que los sectores de construcción, minería, servicios e hidrocarburos, demanda cada uno menos del 2% (IDEAM 2019).

Por otra parte, la huella hídrica azul para la macrocuenca M-C es del 28% y corresponde mayoritariamente a uso de agua consuntivo del sector agropecuario. Los cultivos permanentes del país (palma, caña, azúcar, banano y cacao) demandan el 57% de agua y representan el 60% de la huella hídrica azul y un 15% de huella hídrica verde. Los cultivos transitorios (arroz y maíz) tienen una demanda hídrica del 18% y generan un 13% de la huella hídrica azul y un 3% de la verde. Y los pastos, demandan el 25% de agua, tienen la huella hídrica verde más alta, con un 82%, y su huella hídrica azul corresponde a un 27% (IDEAM 2019).

El examen de las cuencas que componen la macrocuenca M-C arroja como resultado que es necesario mejorar el uso eficiente y responsable del agua y establecer cuáles son las presiones de uso, para buscar un equilibrio entre dichas actividades y la conservación de los ecosistemas y las fuentes hídricas de las cuencas, pues de otra manera, la demanda de agua aumentará, mientras que la oferta seguirá disminuyendo, tal como ha venido ocurriendo en los 391 municipios susceptibles a desabastecimiento identificados por el Estudio Nacional del Agua de 2018 (IDEAM 2019).

El mismo estudio identificó los municipios susceptibles al desabastecimiento hídrico de acuerdo con tres condiciones: reducción de caudal, déficit de precipitación y deficiencia en la infraestructura; además, señaló si tal afectación ocurre en área urbana o rural. Como se observa en la siguiente tabla hay 391 cabeceras municipales susceptibles al desabastecimiento hídrico en el país, de las cuales 24 pertenecen al sistema de ciudades de la macrocuenca M-C y tienen afectación urbana, es decir, un 6% respecto al país y 8% frente a la macrocuenca. Estos 24 municipios, según el censo de 2018, concentran 2.658.732 de habitantes urbanos, esto es alrededor del 7% de la población urbana del país.

Las causas del desabastecimiento hídrico en las zonas urbanas de los municipios pertenecientes al sistema de ciudades se encuentran en las cuencas; por lo tanto, la solución a este problema no depende únicamente de los municipios en mención, pues la

conservación de las características y dinámicas del agua depende del estado de los ecosistemas, el uso eficiente del agua y el manejo responsable de los recursos naturales en las subzonas hidrográficas o cuencas (IDEAM 2019).

A partir del análisis del uso del agua y la susceptibilidad al desabastecimiento hídrico en la macrocuenca M-C, se observa que este problema no se focaliza en áreas urbanas que hacen parte del sistema de ciudades, pues afecta a menos del 10% de los municipios y la población urbana del país. Sin embargo, sí se analizan las cabeceras municipales con afectación urbana que no pertenecen al sistema de ciudades, se observa que su problema es mucho mayor, pues son 212 municipios que representan el 69% de la macrocuenca M-C y el 54% de la Nación.

La macrocuenca M-C es objeto de ordenamiento ambiental a través de un conjunto de instituciones, instrumentos y políticas, derivadas de la ley general ambiental (Ley 99 de 1993) y de todas sus disposiciones reglamentarias (Decreto 1076 de 2015). Y también es objeto de ordenamiento territorial, a través de la ley orgánica de ordenamiento territorial (LOOT) (Ley 1454 de 2011) y la ley de los planes de ordenamiento territorial (en adelante POT) (Ley 388 de 1997) y de todas sus disposiciones reglamentarias (Decreto 1077 de 2015). El ordenamiento ambiental es *determinante* de orden superior para el ordenamiento territorial de las ciudades, y este último se constituye en *coadyuvante* del primero, toda vez que ambos están orientados a la conservación y preservación de los ecosistemas y la biodiversidad que sostienen los servicios ecosistémicos del área hidrográfica.

En la actualidad las cuencas hidrográficas y los acuíferos del país son objeto de ordenamiento ambiental, según lo dispuesto en la norma que define la estructura hidrográfica de Colombia, junto con los instrumentos de ordenamiento ambiental respectivos, a saber:

- Áreas hidrográficas o macrocuencas: Planes estratégicos.
- Zonas hidrográficas: Programa nacional de monitoreo del recurso hídrico.
- Subzonas o cuencas hidrográficas: Planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas (en adelante POMCA).
- Microcuencas y acuíferos: Planes de manejo ambiental.

El POMCA es el instrumento para realizar la “planeación del uso coordinado del suelo, de las aguas, de la flora y la fauna y el manejo de la cuenca entendido como la ejecución de obras y tratamientos, en la perspectiva de mantener el equilibrio entre el aprovechamiento social y económico de tales recursos y la conservación de la estructura físico-biótica de la cuenca y particularmente del recurso hídrico” según el decreto 1076 de 2015. Las corporaciones autónomas regionales (CAR) son las entidades encargadas de elaborar los POMCA de su jurisdicción y coordinar su ejecución, seguimiento y evaluación.

En el POMCA se deben formular directrices en aspectos tales como áreas de especial importancia ecológica, ecosistemas, consumo de agua para abastecimiento humano y producción de alimentos, prevención y control de la degradación de los recursos hídricos y demás recursos naturales, oferta, demanda actual y futura de recursos naturales renovables, incluidas acciones de conservación y recuperación del medio natural y medidas de ahorro y uso eficiente del agua como lo determina el decreto compilatorio 1076 de 2015. Además, lo establecido en el POMCA constituye “norma de superior jerarquía y determinante ambiental para la elaboración y adopción de los planes de ordenamiento territorial” según la ley de desarrollo territorial (Art. 10 de la ley 388 de 1997). Los municipios localizados dentro del área de un determinado POMCA “deberán tener en cuenta en sus propios ámbitos de competencia lo definido por el Plan, como norma de superior jerarquía, al momento de formular, revisar y/o adoptar el respectivo Plan de Ordenamiento Territorial”, con relación a la zonificación ambiental, al componente programático y al componente de gestión del riesgo.

En 2019, cerca del 10% de las cuencas del país tenían su POMCA aprobado, 17% estaba en proceso de elaboración y el 73% aún no lo había iniciado. La macrocuenca M-C es la que mejor balance presenta frente las demás macrocuencas del país, pues había aprobado POMCA para el 16% de sus cuencas, 19% estaba en proceso de elaboración y 65% no lo había iniciado (Figura 5).

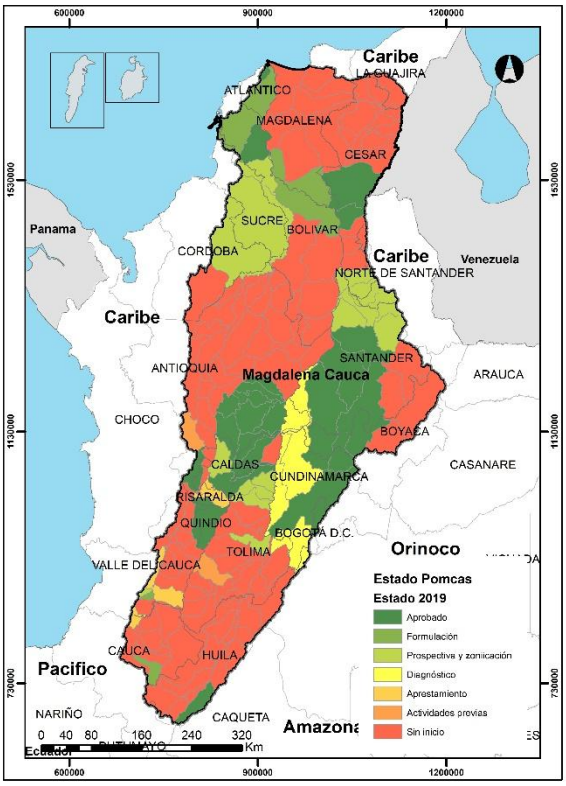


Figura. 5. Estado de los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas POMCAS en la macrocuenca M-C en mayo de 2019.
Datos: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible – MADS (2019).

Por su parte, el ordenamiento territorial en Colombia está regido por dos normas principales, a saber, la ley orgánica de ordenamiento territorial o Ley 1454 de 2011 (en adelante LOOT) y la ley de desarrollo territorial o 388 de 1997. En contraste con el incipiente desarrollo que ha tenido la LOOT, la ley de desarrollo territorial tiene un amplio contenido y una reglamentación relativamente extensa, particularmente en lo referente a su principal instrumento, el plan de ordenamiento territorial (en adelante POT), en conexión con el ordenamiento ambiental. En breve, el POT es el instrumento básico de ordenamiento territorial con que cuenta actualmente el país y su alcance está circunscrito exclusivamente al respectivo límite político-administrativo del municipio; es decir, no tiene proyección supramunicipal. Además, los instrumentos de alcance supramunicipal, como, por ejemplo, la política general de ordenamiento del territorio o los planes de ordenamiento departamental o las regiones administrativas y de planificación, aún no tienen un desarrollo suficiente.

Los instrumentos de ordenamiento territorial y de planeación del desarrollo se formulan en la misma escala, es decir, para la nación, los departamentos, las áreas metropolitanas formalmente constituidas y los municipios; pero los instrumentos ambientales no, pues estos están basados en unidades espaciales conforme a la zonificación hidrográfica (macrocuencas y cuencas). Al comparar el ámbito espacial de las entidades territoriales y de la zonificación ambiental, se encuentra que sus límites no coinciden; lo cual representa un escollo y un desafío para que las entidades competentes encargadas de implementar los instrumentos de ordenamiento anteriormente nombrados se coordinen.

Retornando al objetivo general propuesto inicialmente, es decir, el análisis del desabastecimiento hídrico en el sistema de ciudades de la macrocuenca M-C y de cómo el ordenamiento territorial podría contribuir a su mitigación, favoreciendo la sostenibilidad ambiental del territorio, a continuación, se presentan las conclusiones respectivas:

De las 391 cabeceras priorizadas por su susceptibilidad al desabastecimiento hídrico en Colombia, 308 (78.8%) se encuentran localizadas en la macrocuenca M-C. Las causas de los problemas de desabastecimiento (reducción de caudales, déficit de precipitación y/o deficiencia de infraestructura) tienen área de afectación urbana en 212 cabeceras municipales de la macrocuenca MC, de las cuales, sólo 24 pertenecen al sistema de ciudades. Así las cosas, la susceptibilidad al desabastecimiento hídrico en el sistema de ciudades de la macrocuenca M-C se focaliza en 24 cabeceras municipales, que representa algo más del 11% de las cabeceras, donde habita el 11,2% de la población urbana de dicha macrocuenca. En contraste, 188 cabeceras, que no hacen parte del sistema de ciudades, representan casi el 89% de las cabeceras de la macrocuenca MC, en las que habitan 2.243.178 habitantes. De esta manera, puede concluirse que la susceptibilidad al desabastecimiento hídrico se focaliza en unas pocas cabeceras del sistema de ciudades y en la mayor parte de pequeñas cabeceras municipales de la macrocuenca M-C, que no hacen parte del sistema de ciudades de Colombia.

El ordenamiento ambiental y el ordenamiento territorial presentan en el campo normativo, del deber ser, una articulación coherente y armoniosa, principalmente en sus instrumentos más pertinentes, a saber, el POMCA y el POT. Lo establecido en el POMCA constituye determinante o norma de superior jerarquía para el POT y recíprocamente, el POT coadyuva al propósito de conservación y preservación del ecosistema, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. En la práctica, sin embargo, las cosas ocurren de manera muy diferente y lo observable en la realidad muestra falta de articulación, armonía, subsidiaridad y concurrencia.

Parecería que los limitados recursos destinados al ordenamiento ambiental explican la lentitud y el atraso en la formulación y aprobación de los POMCA que demandan las cuencas del país. El ordenamiento ambiental de las cuencas está desvinculado del proceso de desarrollo de municipios y distritos. En consecuencia, el componente programático del ordenamiento ambiental que pudiere existir en el POMCA, no encuentra lugar en el plan de desarrollo distrital o municipal, ni tampoco en el programa de ejecución del POT.

El sesgo urbano del POT propicia la desatención del ordenamiento rural, principalmente en su dimensión ambiental. De esta forma, el municipio descarga en las CAR el ordenamiento rural y se limita a cumplir la reglamentación derivada de normas reglamentarias para áreas rurales (Decreto 3600 de 2007). Quizás no hay cabal entendimiento de la importancia que comporta el ordenamiento ambiental, los ecosistemas, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos y cómo los mismos determinan las posibilidades y las limitaciones del ordenamiento territorial. Los tiempos de los procesos de formulación y adopción de los POMCA y los POT raramente coinciden y su eventual armonización no tiene carácter vinculante.

El plan estratégico de área hidrográfica o macrocuenca no tiene un instrumento paralelo para relacionarlo con el ordenamiento territorial, esto es, la política general de ordenamiento territorial establecida en la LOOT. La desconexión ocurre también entre los POMCA y los planes de ordenamiento departamental y con las funciones que podrían cumplir las regiones administrativas y de planificación en relación con el ordenamiento del recurso hídrico. Tampoco existe coordinación entre la parte programática de los POMCA y los planes de desarrollo departamental, municipal y distrital.

Bibliografía

AQUAE, **Fundación**. 2019. El ciclo urbano del agua. El ciclo urbano del agua. Fundación AQUAE. https://www.fundacionaquae.org/el-ciclo-urbano-del-agua/.

CONPES, Consejo Nacional de Política Económica y Social. 2014. Política nacional para consolidar el sistema de ciudades en Colombia.

Decreto 1076. 2015. Modificaciones introducidas al Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible a partir de la fecha de su expedición.

Decreto 1077. 2015. Por medio del cual se expide el Decreto Único Reglamentario del Sector Vivienda, Ciudad y Territorio.

Guzmán, D, J F Ruiz, y M Cadena. 2014. Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a través análisis de componentes principales. IDEAM, 54.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2017. Mapa de ecosistemas continentales, costeros y marinos de Colombia a escala 1:100.000 para Colombia. Colombia: IDEAM.

IDEAM, **Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.** 2019. Estudio Nacional del Agua. Bogotá: IDEAM.

IGAC, **Instituto Geográfico Agustín Codazzi**. 2011. Geografía de Colombia. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá.

Ley 99, Congreso de la República. 1993. Por la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental, SINA, y se dictan otras disposiciones.

Ley 388. 1997. Ley de Desarrollo territorial. http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc/ley_0388_1997.html.

Ley 1454. 2011**.** Por la cual se dictan normas orgánicas sobre ordenamiento territorial y se modifican otras disposiciones. http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc/ley_1454_2011.html.

MADS. **Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.** 2019. Estado de los Planes de Manejo y Ordenamiento de una Cuenca POMCA 2019. Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

Reid, W, Mooney, H, Carpenter, S, DeFries, R, Dietz, T, Polasky, S. 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystem and human wellbeing: Synthesis, Washington: Island Press.

Rodríguez, N, y Armenteras D. 2006. Ecosistemas naturales de la cuenca del rio magdalena. Los sedimentos del rio Magdalena: Reflejo de la crisis ambiental, 2006.

Sachs, J. 2015. La era del desarrollo sostenible, PAIDÓS - Editorial Planeta Colombiana S.A.

Sánchez San Román, J. 2017. Hidrología superficial y subterránea. Salamanca: Universidad de Salamanca.

DIAGNÓSTICO DE LAS CONDICIONES DE SANEAMIENTO BÁSICO Y ENFERMEDADES DE ORIGEN GASTROINTESTINAL EN VEREDAS DE TRES MUNICIPIOS DEL NORDESTE DE ANTIOQUIA, COLOMBIA 2018-2020.

[1]Sierra Cano, C; [1]Salazar Callejas, D; [1]Giraldo Giraldo, J; [1]González Pérez, C; [1]Gallego Urrego, R; [1]Cardona Isaza, E; [1]Vélez Montaño, J; [1]Salazar Pineda, L; [1]Londoño, B; [2]Torres, A.

[1]Facultad Nacional de Salud Pública, Universidad de Antioquia
[2] Empresas Públicas de Medellín
Rionegro, Antioquia. cindy.sierra@udea.edu.co. 3117472135
Medellín, Antioquia. Davinson.salazar@udea.edu.co. 3016509698

Resumen

Se realizó el diagnóstico de las condiciones de agua para consumo humano en las veredas de los tres sectores de influencia a los embalses Porce II, Porce III y la parta baja del complejo hidroeléctrico Guadalupe y su posible relación con las enfermedades de origen gastrointestinal, utilizando un estudio descriptivo retrospectivo, basado en la aplicación de encuestas, la realización de unos índices de calidad del agua y la evaluación de los sistemas sépticos, encontrando que solo el 1% de los corredores Guadalupe y Porce II tienen acceso a agua potable, en Anorí hay dos sistemas de acueducto con planta de tratamiento sin operación, mientras que en Guadalupe hay un acueducto sin planta de tratamiento, el resto de viviendas cuentan con captación de quebradas directo a las viviendas sin ningún tipo de tratamiento; por otro lado, la cobertura de pozos sépticos presenta un menor porcentaje en las viviendas de Anorí con 23%, seguido de Porce II con un 37% y Guadalupe con un 46% y, menos del 50% de los sistemas de cada sector se encuentra en buen estado, donde en Porce II es el 20%, en Anorí el 44% y en Guadalupe el 29%, finalmente en enfermedades de origen gastrointestinal hay un porcentaje superior al 25% por cada sector del grupo de primera infancia e infancia que han presentado enfermedades, también la población de adulto mayor se ha visto afectada. En conclusión, el riesgo de contraer enfermedades de origen gastrointestinal tiene mayor incidencia dependiendo de la calidad del agua para consumo humano y el saneamiento básico que se tenga en las viviendas.

Palabras Clave: enfermedad de origen gastrointestinal; saneamiento básico; agua para consumo humano.

Abstract

The diagnosis of the water conditions for human consumption in in the paths of the three sectors of influence of the reservoirs Porce II, Porce III, and the low part of the hydroelectric complex Guadalupe - Troneras and its possible relation with waterborne diseases was performed. For this purpose, a retrospective descriptive study was used, which consisted of the application of surveys, the estimation of some water quality indexes, and the appraisal of septic systems. The main findings are that only 1% of the corridors of Guadalupe and Porce II have access to drinking water, also, there are two water supply systems in Anorí with no treatment plants in operation, while in Guadalupe there is an aqueduct without a treatment plant, the houses that are not connected to these systems have direct stream collection; therefore, they don't receive any kind of water treatment. On the other hand, the coverage of septic tanks presents a lower percentage in Anorí (23%), followed by Porce II (37%), and finally Guadalupe (46%). However,

less than 50% of the systems in each sector are in good condition: only 20% of the systems in Porce II, 44% in Anorí, and 29% in Guadalupe. Finally, the percentage of individuals in early childhood and childhood groups that have experienced waterborne diseases is more than 25% for each sector. In conclusion, the risk of contracting waterborne diseases has a greater incidence depending on the quality of water for human consumption and basic sanitation in homes.

Key Words: waterborne disease; basic sanitation; water for human consumption.

INTRODUCCIÓN

El acceso al agua potable y saneamiento básico se considera un derecho que tiene conexidad con otros como la vida, la dignidad humana y la salud, es así que en Colombia se considera también “al agua potable y al saneamiento básico como elementos fundamentales para el desarrollo y la dignidad de las personas” (Ministerio de ambiente Bogotá D.C., 2014. p.5). Considerando lo anterior, es lamentable que el abastecimiento inseguro de agua y la falta de saneamiento e higiene sean una fuente directa de enfermedades. Además, son los países en vía de desarrollo donde las enfermedades vinculadas con la calidad del agua, evitan el crecimiento económico e impone mayores cargas a los sistemas de salud (Secretaría seccional de salud y protección social de Antioquia, 2019. sp).

Es por esto, que el programa de Vigilancia en Salud Pública (VSP) del convenio *“Gestión de la biodiversidad en los embalses Porce II y Porce III 2017 – 2020”* entre los 2018 y 2020 quiso indagar por las condiciones de vida de las veredas de influencia directa a los embalses Porce II, Porce III y la parte baja del complejo Hidroeléctrico Guadalupe - Troneras ubicados en la zona nordeste del departamento de Antioquia, así se buscó caracterizar los aspectos relacionados con el agua para consumo humano, el saneamiento básico y su posible influencia en la salud de los habitantes.

Los tres sectores en estudio son: Porce II con tres veredas (La Guayana, El Encanto y La Solita), la parte baja del complejo hidroeléctrico Guadalupe con seis veredas (Patio Bonito, San Julián, El Machete, Guadalupe IV, Puente Acacias y Plan de Pérez) y Porce III en el corredor Anorí las tres veredas (El Retiro, El Roble y El Limón), en las que se indagó por las condiciones sociodemográficas, enfermedades de carácter gastrointestinal y saneamiento básico.

Este documento dará cuenta de los aspectos sociodemográficos, las condiciones de agua para consumo humano y su posible relación con las enfermedades de origen gastrointestinal, en estos aspectos se aplicaron varias herramientas para recopilar la información: evaluaciones técnicas a los sistemas de abastecimiento de agua para consumo humano, el levantamiento de índices de calidad del agua (ICA) en las principales fuentes de abastecimiento de cada vereda y la aplicación de la encuesta de morbilidad sentida de origen gastrointestinal.

Los resultados de estos diagnósticos se socializarán con las comunidades y se priorizarán los aspectos que requieran intervención para mejorar las condiciones de vida en las veredas, esto con la articulación de las distintas instituciones (alcaldía municipal, EPM, entre otras), para evitar los riesgos de enfermedades en estas veredas.

OBJETIVO GENERAL

Realizar el diagnóstico de las condiciones de agua para consumo humano en los tres sectores de influencia a los embalses Porce II, Porce III y la parta baja del complejo hidroeléctrico Guadalupe y su posible relación con las enfermedades de origen gastrointestinal.

Objetivos específicos

- Indagar por las condiciones de agua para consumo humano y saneamiento básico en cada una de las viviendas de estos sectores.
- Identificar las problemáticas en salud que presentan los habitantes del área en mención y su posible relación con el consumo de agua.

METODOLOGÍA

Encuesta para el diagnóstico de condiciones de agua para consumo humano y saneamiento básico.

En la cual se indago por las variables sociodemográficas y morbilidad sentida relacionada con factores asociados a las condiciones de salud, además, de caracterizar las condiciones sanitarias y ambientales de las viviendas y otras condiciones del entorno. En este documento solo se presentará la información correspondiente al agua para consumo humano, manejo de aguas residuales y las enfermedades de carácter gastrointestinal. La encuesta fue aplicada por los profesionales que están ejecutando el estudio, y para ello se hizo una estandarización.

Índices de Calidad del Agua (ICA)

Se realizó la aplicación de un ICA por medio de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, estos se levantaron en las dos fuentes principales de abastecimiento de cada vereda. Se realizan para conocer la su naturaleza química, física y biológica en relación con la calidad natural, los efectos humanos y usos posibles (Torres, Cruz, & Patiño, 2009). Estos ICA reducen varios datos de campo y de laboratorio a un simple valor numérico de cero (0) a uno (1) y se clasifica según la calidad del agua en orden ascendente, así: muy malo, malo, regular, bueno y excelente. Se puede representar mediante un código de color, como se indica en la **Tabla 1.**

Tabla 1. Descriptores para presentar el aplicativo del ICA

Categoría	Rango	Escala de Color
Muy malo	0 - 0.25	Muy malo
Malo	0.26 - 0.50	Malo
Regular	0.51 - 0.70	Regular
Bueno	0.71 - 0.90	Bueno
Excelente	0.91 - 1.00	Excelente

Fuente: tomada de Informe final – IDEAM

Evaluación de la disposición de las aguas residuales en las veredas

Se realizó la evaluación técnica de los sistemas de tratamiento de aguas residuales que se encontraron en las diferentes veredas, aplicando un formato elaborado por los miembros del grupo de VSP.

RESULTADOS Y ÁNALISIS

Resultados encuesta

A continuación, se presentan los hallazgos de la encuesta aplicada en lo relacionado con las personas y las viviendas, así como la caracterización de la morbilidad sentida, y las condiciones de agua para consumo humano, al igual que los resultados de los índices de calidad del agua y de las evaluaciones de los sistemas sépticos.

La aplicación de las encuentras se realizó en 717 viviendas, distribuidas en los tres sectores, en el corredor Anorí con 243, Porce II 146 y Guadalupe 328 viviendas (**Figura 1**), se realizó con la metodología de muestreo simple en los sectores de Guadalupe y Porce II, es decir, se aplicó a todo el universo y en el corredor Anorí se realizó por conglomerado, debido a la distribución considerable de viviendas dispersas.

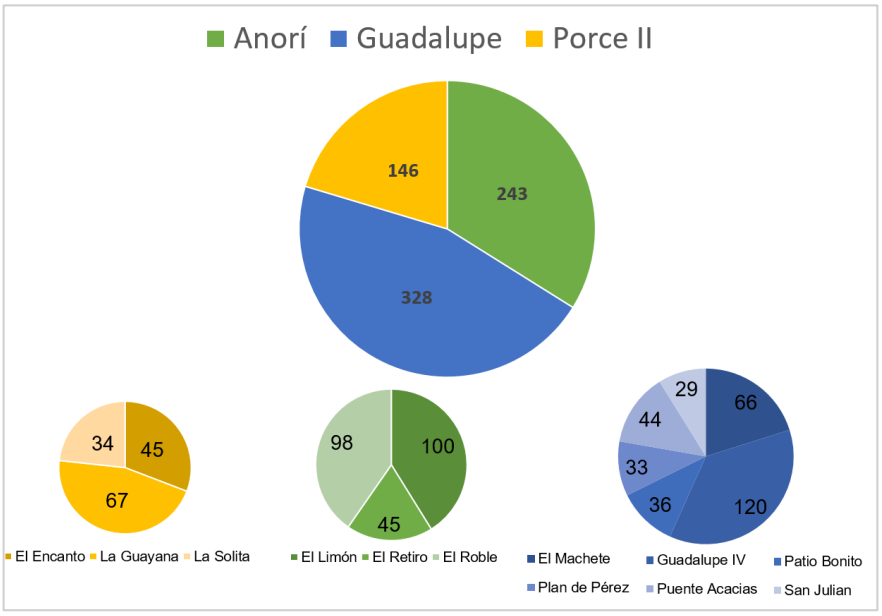


Figura 1. Distribución de viviendas según sector y vereda, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Como se puede observar en las **Tabla 2** y **Tabla 3** en los tres sectores la distribución por edad y sexo, tiende a ser mayor en los adultos ocupando el mayor porcentaje, así en el corredor Anorí con el 53%, en el Corredor Guadalupe con el 56% y en Porce II con el 50%, seguido de infancia y adolescencia y en menor proporción los adultos mayores, donde en el corredor Anorí hay menor porcentaje 12%, mientras que el corredor de Guadalupe y Porce II con el 14%.

Tabla 2. Poblacional de los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Población	Corredor Anorí				Corredor Guadalupe				Porce II			
	Hombres		Mujeres		Hombres		Mujeres		Hombres		Mujeres	
Total	765				1041				496			
	N°	%	N°	%	N°	%	N°	%	N°	%	N°	%
	386	50%	379	50%	555	53%	486	47%	271	55%	225	45%
0-4	27	4%	21	3%	27	3%	20	2%	26	5%	17	3%
5-9	37	5%	45	6%	41	4%	24	2%	24	5%	18	4%

10-14	43	6%	33	4%	51	5%	41	4%	28	6%	21	4%
15-19	26	3%	35	5%	54	5%	54	5%	17	3%	28	6%
20-24	25	3%	25	3%	40	4%	39	4%	18	4%	17	3%
25-29	23	3%	43	6%	41	4%	42	4%	16	3%	10	2%
30-34	34	4%	35	5%	42	4%	34	3%	13	3%	24	5%
35-39	29	4%	22	3%	39	4%	45	4%	19	4%	15	3%
40-44	23	3%	24	3%	31	3%	29	3%	20	4%	19	4%
45-49	34	4%	16	2%	42	4%	38	4%	10	2%	9	2%
50-54	18	2%	22	3%	29	3%	32	3%	16	3%	14	3%
55-59	17	2%	16	2%	34	3%	26	2%	13	3%	14	3%
60-64	23	3%	8	1%	17	2%	23	2%	17	3%	10	2%
65-69	7	1%	12	2%	21	2%	16	2%	9	2%	2	0%
70-74	6	1%	9	1%	13	1%	14	1%	13	3%	2	0%
75-79	8	1%	7	1%	21	2%	2	0%	8	2%	1	0%
80 Y MÁS	6	1%	6	1%	12	1%	7	1%	4	1%	4	1%

Tabla 3. Porcentaje de personas por grupo etáreo y sector, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Población		**Corredor Anorí**	**Corredor Guadalupe**	**Porce II**
0-4	Infancia y adolescencia	35%	30%	36%
5-9				
10-14				
15-19				
20-24	Adultez	53%	56%	50%
25-29				
30-34				
35-39				
40-44				
45-49				
50-54				
55-59				
60-64	Adulto mayor	12%	14%	14%
65-69				
70-74				
75-79				
80 Y MÁS				

Se encontró que solo el 1% en los corredores de Guadalupe y de Porce II cuentan con acceso a agua potable, en Porce II se conoce que es el agua de la escuela que tiene un sistema de tratamiento con filtros y cloración (**Figura 2**); la principal fuente de abastecimiento en Porce II proviene de río o quebrada, también es una fuente importante en el corredor de Guadalupe donde el 44% se abastecen de estas y en Anorí con el 24%, por otro lado se encontró que en el corredor Anorí cuentan con dos sistemas de acueducto con plantas de tratamiento (fuera de uso), donde el 76% de las viviendas se abastecen de estos sistemas, caso similar se encontró en el corredor Guadalupe dónde el 56% se abastecen de un sistema de acueducto sin planta de tratamiento (**Figura 3**), con esto es claro que el agua que la mayoría de las personas consumen en sus viviendas no cumplen con los criterios de cantidad y calidad de acuerdo a lo establecido en la normatividad sanitaria vigente (Resolución 2115 de 2007).

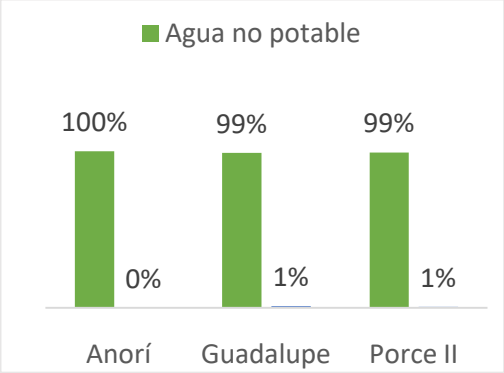


Figura 2. Porcentaje de viviendas que cuentan con agua potable, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

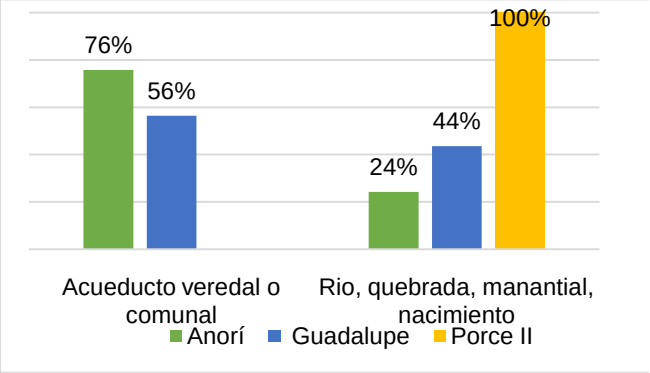


Figura 3. Acceso al agua para consumo humano de las viviendas de los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020

Así mismo se preguntó, si antes de consumir el agua hay un tratamiento previo que se realice desde las viviendas (**Figura 4**), encontrando que la técnica que más utilizan las viviendas de los sectores es hervir el agua, en el corredor Guadalupe el 78%, en el corredor Anorí 61% y en el corredor Porce II 58%, un porcentaje minoritario la filtran para quitar impurezas, unas pocas personas aplican unas gotas de cloro al agua en el corredor de Anorí y en el de Porce II, también hay familias que compran el agua en botellones para el consumo, por último es preocupante que un gran porcentaje de viviendas en los tres sectores no realizan ningún tipo de tratamiento al agua, siendo en Porce II el porcentaje más alto con un 36%, seguido de Anorí con un 29% y Guadalupe con un 22%, esto representa un alto riesgo de adquirir enfermedades de origen gastrointestinal.

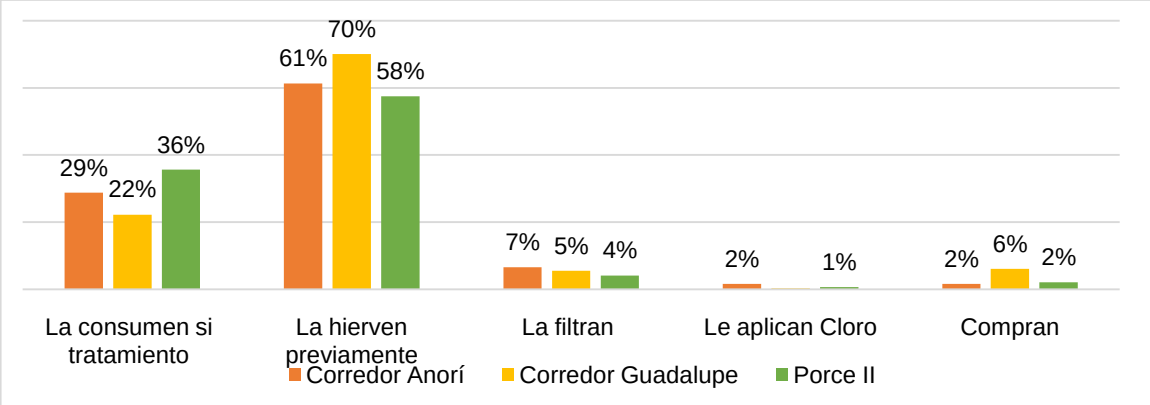


Figura 4. Tratamiento que realizan las personas al agua para consumo humano en las viviendas de los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Resultados índices de calidad del agua

A continuación, se muestran los resultados de los índices de calidad del agua realizados a las fuentes de abastecimiento de cada sector, como se puede observar en la

Tabla 4 las quebradas analizadas indican que son de calidad aceptable, es decir están en condiciones óptimas ambientalmente hablando, sin embargo el agua no puede ser consumida directamente por la población, para esto se debe someter a un proceso de tratamiento previo que garantice eliminar impurezas al agua y microorganismos perjudiciales para los seres humanos, así como lo muestra la **Tabla 5** ninguna fuente de abastecimiento de

los sectores cumple con los parámetros mínimos de agua potable, que son turbiedad, color, coliformes totales y E. Coli.

Tabla 4. Resultados de los ICA en los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Sector	N° de fuentes analizadas	Resultado general
Corredor Guadalupe	10	100% Aceptable
Corredor Anorí	5	100% Aceptable
Porce II	4	100% Aceptable

Tabla 5. Comparación parámetros con Resolución 2115 de 2007, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

Parámetro	Límite máximo	Cumple
Turbiedad	2 UNT	63%
Color	15 UPC	84%
Coliformes totales	0 UFC/100cm^3	0%
E. coli	0 UFC/100cm^3	0%

Resultados disposición de aguas residuales

En la ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia. se detalla el modo en el que se realiza la disposición de las aguas residuales de las viviendas, dónde el porcentaje con sistema de tratamiento no supera el 50%, en el corredor de Anorí se tiene que es un 23%, seguido de Porce II con un 37% y Guadalupe con un 46%; es de resaltar que el resto de las viviendas realizan una disposición inadecuada de las aguas residuales, hay familias que tienen sus unidades sanitarias descargando a una fuente hídrica, en el 28% en Anorí, el 25% en Porce II y el 23% en Guadalupe, de igual forma un porcentaje alto en las tres zonas poseen sus sanitarios descargando directamente al suelo, en Anorí el 46%, en Porce II el 30% y en Guadalupe el 23%, esta situación, no solo afecta el medio ambiente, por la descarga de aguas contaminadas a las fuentes hídricas o al suelo sino que también trae grandes perjuicios a las personas que viven en y/o cerca de estas viviendas, por la generación de empozamientos, olores y plagas cerca; además hay otras prácticas que también afectan al medio ambiente aunque en menores proporciones, como el uso de letrinas o incluso personas que no poseen sanitarios en sus viviendas y deben disponer sus excretas en campo abierto o directamente en las fuentes hídricas.

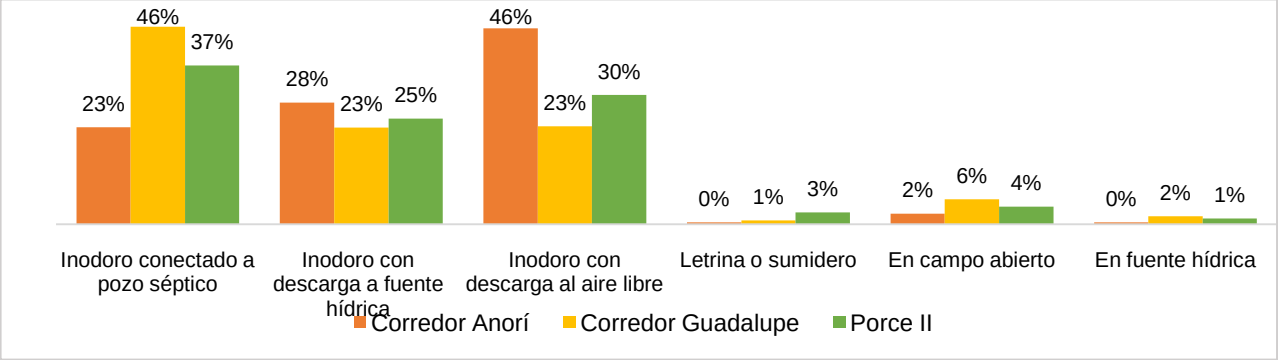


Figura 5. Disposición de las aguas residuales en las viviendas de los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

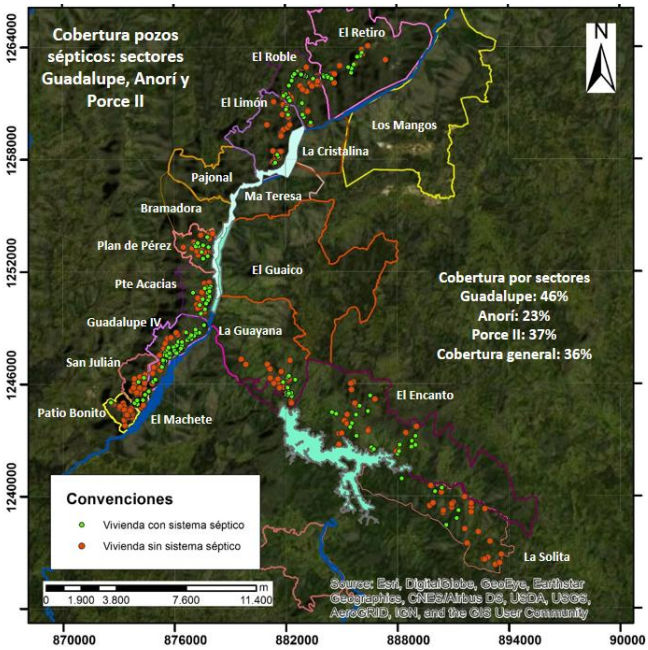


Imagen 1. Cobertura de sistemas sépticos en los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

En la **Imagen 1** se observa la cobertura de sistemas sépticos en los tres sectores, donde en el corredor de Anorí s el de menor cobertura con un 23%, seguido de Porce II con un 37% y Guadalupe con un 46%.

Resultados morbilidad sentida

Finalmente en la **Figura 6** se muestra la distribución de enfermedades de carácter gastrointestinal, considerando enfermedades y síntomas entre los que se cuentan: diarrea, vómito, dolor de estómago, hepatitis A, enfermedad diarreica aguda (EDA), enfermedades transmitidas por alimentos (ETA) que se presentaron en las personas de los tres sectores.

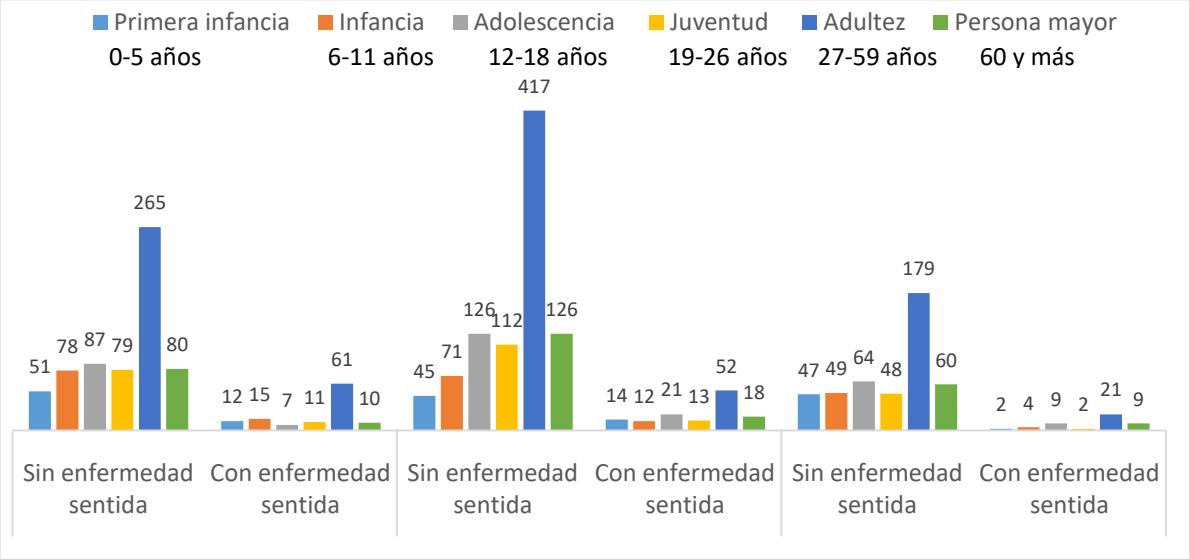


Figura 6. Enfermedades de origen gastrointestinal en las personas de los tres sectores, municipios de Guadalupe, Anorí y Amalfi 2018 – 2020.

En la ¡Error! La autoreferencia al marcador no es válida. se logra determinar el porcentaje que corresponde por grupo etáreo de las personas que presentaron alguna enfermedad, en este sentido en el corredor Anorí los dos grupos con mayor porcentaje de enfermedades son el grupo de primera infancia y adultez con un 19%, seguido de infancia con un 16%, siendo los niños con mayor afectación y el grupo de adolescencia es el de menos con un 17%; así mismo en Guadalupe hay un porcentaje más alto en primera infancia con un 24% e infancia con un 14% aspecto que es de considerar puesto que son los niños que presentan más casos de enfermedades, mientras que en Porce II el grupo de adulto mayor son los que presentan un mayor porcentaje de afectación con un 13% seguido de la adolescencia con un 12%, estos resultados podrían estar influenciados al poco acceso que poseen las personas a agua potable y a la escasa infraestructura para tratar las aguas residuales domésticas.

Tabla 6. Porcentajes por grupo etáreo de personas que presentaron enfermedades de carácter gastrointestinal.

Población	Anorí	Guadalupe	Porce II
Primera infancia	19%	24%	4%
Infancia	16%	14%	8%
Adolescencia	7%	14%	12%
Juventud	12%	10%	4%
Adultez	19%	11%	11%
Persona mayor	11%	13%	13%

DISCUSIÓN

En Colombia, “en el área rural, la cobertura de saneamiento básico pasó de 45 % a 74 % en el 2015; quedando en situación de deficiencia un 26 % de la población. A nivel nacional la cobertura pasó de 78 % a 91 %.” (Rodríguez Miranda, García-Ubaque, & García-Ubaque, 2016, p.) es el caso de las veredas de los tres sectores analizados que hacen parte de 26% de deficiencia, donde la cobertura de agua potable no supera el 1% y la cobertura de pozos

sépticos en promedio es de 35% situación que es lamentable puesto que cómo se alcanzó a ver en los tres sectores la población más propensa a contraer enfermedades de origen gastrointestinal son los niños seguido de los adultos mayores; es así cómo lo afirman Blanca Guzmán, Gerardo Nava & Paula Díaz (2008-2012) “se ha demostrado la asociación entre las condiciones de saneamiento, incluido el acceso a agua potable, con enfermedades diarreicas, especialmente en menores de cinco años” (p. 178). Es por esto que se debe trabajar incluyendo a las comunidades y entes territoriales para la construcción de soluciones que ayuden a mejorar las condiciones de agua para consumo humano y el saneamiento básico en estos tres sectores y en el resto de la zona rural del país.

CONCLUSIONES

- Se encuestaron 717 viviendas distribuidas en los tres sectores así, en el Corredor Anorí 243, en Guadalupe 328 y Porce II 146 viviendas.
- Se encontró que solo 1% del corredor de Guadalupe y de Porce II cuenta con acceso a agua potable, mientras que en el corredor de Anorí se cuenta con dos sistemas de acueducto con plantas de tratamiento sin operación donde el 76% de las viviendas se abastecen de estos y, en el corredor Guadalupe se cuenta con sistema de acueducto sin planta de tratamiento, de ahí que la principal fuente de abastecimiento de los tres sectores es quebrada o río, en el corredor Guadalupe con el 44%, en Anorí el 24% y en Porce II el 100%.
- La técnica que más utilizan en los sectores es hervir el agua antes de consumirla, en el corredor Guadalupe con el 78%, en el corredor Anorí el 61% y en el corredor Porce II 58%, un porcentaje minoritario la filtran para quitar impurezas, unas pocas personas aplican unas gotas de cloro al agua en el corredor de Anorí y en el de Porce II, también hay familias que compran el agua en botellones para el consumo, por último hay un gran porcentaje de viviendas en los tres sectores que no realizan ningún tipo de tratamiento al agua.
- Los índices de calidad del agua realizados a las fuentes de abastecimiento de cada sector, indican que son de calidad aceptable, es decir están en condiciones óptimas ambientalmente hablando, sin embargo, el agua no puede ser consumida directamente por la población, para esto se debe someter a un proceso de tratamiento previo que garantice eliminar impurezas al agua y microorganismos perjudiciales para los seres humanos.
- El porcentaje de viviendas con sistema de tratamiento para las aguas residuales no supera el 50%, en el corredor de Anorí se tiene que es un 23%, seguido de Porce II con un 37% y Guadalupe con un 46%; es de resaltar que el resto de las viviendas realizan una disposición inadecuada de las aguas residuales, afectando así, el medio ambiente, por la descarga de aguas contaminadas a las fuentes hídricas o al suelo y también perjudica a las personas que viven en y/o cerca de estas viviendas, por la generación de empozamientos, olores y plagas cerca.
- Alrededor del 25% de personas por cada sector del grupo de primera infancia e infancia han presentado enfermedades de carácter gastrointestinal, también la población de adulto mayor se ha visto afectada en Porce II con un 13% seguido de la adolescencia con un 12%, esta vulnerabilidad a sufrir afectaciones gastrointestinales podría estar influenciada por el poco acceso de las personas al agua potable y a la escasa infraestructura para tratar las aguas residuales domésticas, aspectos que se deben trabajar de la mano con las comunidades y los entes territoriales de las zonas .

REFERENCIAS

Guzmán, B. L., Nava, G., & Díaz, P. (2008- 2012). La calidad del agua para consumo humano y su asociación con la morbimortalidad en Colombia. Biomédica- Revista del Instituto Nacional de Salud. vol. 35, núm. 2, 2015. Pág. 177-190.

Torres, P., Cruz, C., & Patiño, P. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de* Medellín. Vol 8 No 15 Sup. 1. Pág.79–94.

Ministerio de la protección social ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial, Resolución 2115 de 2007. Bogotá.

Ministerio de ambiente Bogotá D.C. (julio de 2014). Documento COMPES No. 3810 - política para el suministro de agua potable y saneamiento básico en la zona rural. Bogotá.

Rodríguez Miranda, J., García-Ubaque, C., & García-Ubaque, J. (2016). Enfermedades transmitidas por el agua y saneamiento básico en Colombia. Revista Salud Pública. vol. 18.

Secretaría seccional de salud y protección social de Antioquia. (19 de marzo de 2019). Gobernación de Antioquia. Obtenido de https://www.dssa.gov.co/index.php/analisis-de-la-situacion-de-la-salud/item/975-1-salud-ambiental.

LA GESTIÓN DEL AGUA EN ARGENTINA A TRAVÉS DEL INDICADOR ODS 6.5.1.

Zucarelli Graciela Viviana

Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral.
Ciudad Universitaria UNL
Ruta Nacional N° 168, Santa Fe
e-mail:vivianazucarelli@gmail.com

RESUMEN

La Agenda 2030 es una iniciativa firmada en septiembre de 2015 por 193 estados miembros de las Naciones Unidas. Su documento fundacional se denomina “Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible”, (Metas e Indicadores. Listado provisorio de metas e indicadores de seguimiento de ODS en Argentina, 2007).
A principios de 2016, Argentina inició el proceso de adaptación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) a la realidad nacional. Se determinó que el Consejo Nacional de Coordinación de Políticas Sociales realizara una priorización de las metas de los ODS de acuerdo a los Objetivos y Prioridades del Gobierno Nacional, en particular, respecto del objetivo aspiracional de eliminación de la pobreza. Esta priorización de metas fue entregada para su consideración y análisis a todos los ministerios y organismos del Poder Ejecutivo Nacional.
A partir de esta priorización se inició un proceso de trabajo en comisiones, consultas y revisiones transversales en el que intervinieron 26 organismos nacionales. Para la adaptación se consideró:
• Adoptar las metas e indicadores como han sido internacionalmente planteados.
• Adecuar el contenido de las metas a las prioridades nacionales (contenido y horizonte temporal) y seleccionar indicadores pertinentes de seguimiento.
En ese marco, el 19 de octubre de 2017 se realizó en la ciudad de Buenos Aires un Taller, organizado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) y el Foro Argentino del Agua (FADA), con la asistencia de AySA (Agua y Saneamiento SA).
El desarrollo del proceso comenzó 20 días antes del taller, con el envío del cuestionario a diversos actores involucrados en la gestión del agua de forma directa o indirecta. El Taller congregó a 61 participantes, de distintos sectores del gobierno nacional y de los gobiernos provinciales abocados a resolver problemas hídricos.
El valor del indicador 6.5.1. “Grado de implementación de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos” para la República Argentina resultó de 38.2, lo que significa una implementación *Media-Baja*.
Una de las principales fortalezas, como resultado del Taller, está centrada en las instituciones y la participación, especialmente a nivel nacional.

Palabras clave: Gestión del agua, Objetivos de Desarrollo Sostenible, Argentina

ABSTRACT

The 2030 Agenda is an initiative signed in September 2015 by 193 member states of the United Nations. Its founding document is called "Transforming our world: the 2030 Agenda for sustainable development", (Goals and Indicators. Provisional list of goals and indicators for monitoring the SDG in Argentina, 2007).

At the beginning of 2016, Argentina began the process of adapting the Sustainable Development Goals (SDGs) to the national reality. It was determined that the National Council for the Coordination of Social Policies would prioritize the goals of the SDGs according to the Goals and Priorities of the National Government, in particular, with respect to the aspirational goal of eliminating poverty. This prioritization of goals was delivered for consideration and analysis to all ministries and agencies of the National Executive Power.
Based on this prioritization, a work process began in commissions, consultations, and cross-sectional reviews in which 26 national organizations participated. For the adaptation it was considered:
• Adopt the goals and indicators as they have been internationally proposed.
• Adapt the content of the goals to national priorities (content and time horizon) and select relevant monitoring indicators.
In this framework, on October 19, 2017, a Workshop was held in the city of Buenos Aires, organized by the Subsecretariat of Water Resources of the Nation (SSRH) and the Argentine Water Forum (FADA), with the assistance of AySA (Agua y Saneamiento SA).
The development of the process began 20 days before the workshop, with the questionnaire being sent to various stakeholders directly or indirectly involved in water management. The Workshop brought together 61 participants, from different sectors of the national government and provincial governments, dedicated to solving water problems.
The value of the indicator 6.5.1. “Degree of implementation of the Integrated Management of Water Resources” for the Argentine Republic was 38.2, which means a Medium-Low implementation.
One of the main strengths, as a result of the Workshop, is centered on institutions and participation, especially at the national level.

INTRODUCCIÓN

La Agenda 2030 es una iniciativa firmada en septiembre de 2015 por 193 estados miembros de las Naciones Unidas. Su documento fundacional se denomina “Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible”, (Metas e Indicadores. Listado provisorio de metas e indicadores de seguimiento de ODS en Argentina, 2007).
A principios de 2016, Argentina inició el proceso de adaptación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) a la realidad nacional. Se determinó que el Consejo Nacional de Coordinación de Políticas Sociales realizara una priorización de las metas de los ODS de acuerdo a los Objetivos y Prioridades del Gobierno Nacional, en particular, respecto del objetivo aspiracional de eliminación de la pobreza. Esta priorización de metas fue entregada para su consideración y análisis a todos los ministerios y organismos del Poder Ejecutivo Nacional.
A partir de esta priorización se inició un proceso de trabajo en comisiones, consultas y revisiones transversales en el que intervinieron 26 organismos nacionales.
Para la adaptación se consideró:
• Adoptar las metas e indicadores como han sido internacionalmente planteados.
• Adecuar el contenido de las metas a las prioridades nacionales (contenido y horizonte temporal) y seleccionar indicadores pertinentes de seguimiento.
Se presentan las principales conclusiones de dicho Taller.

METODOLOGÍA

Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) y Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)

En el año 2000, los países miembros de las Naciones Unidas acordaron conseguir los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM) para el año 2015. Al terminar el periodo de cumplimiento de esos ODM, el 25 de septiembre de 2015, la Asamblea General de la ONU estableció un nuevo acuerdo mundial sobre cambio climático. Tal día se produjo un acontecimiento histórico, los 193 Estados miembros de todo el mundo se comprometieron a adoptar la Agenda 2030**,** un programa impulsado por la ONU que forma parte del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, y que aborda 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)**,** que a su vez se disgregan en 169 metas a alcanzar.

ODS 6: Agua y Saneamiento

El agua libre de impurezas y accesible para todos es parte esencial del mundo en que queremos vivir. Hay suficiente agua dulce en el planeta para lograr este sueño. Sin embargo, actualmente el reparto del agua no es el adecuado y para el año 2050 se espera que al menos un 25% de la población mundial viva en un país afectado por escasez crónica y reiterada de agua dulce (ONU; 2020). El agua es un recurso limitado, vulnerable al que no todos tienen acceso**.** Asegurar el derecho humano al agua es uno de los objetivos de la Agenda 2030. Si bien se ha conseguido progresar de manera sustancial a la hora de ampliar el acceso a agua potable y saneamiento, existen miles de millones de personas (principalmente en áreas rurales) que aún carecen de estos servicios básicos (ONU, 2020). El ODS6 establece “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”.

Metas del ODS6

6.1 De aquí a 2030, lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible para todos
6.2 De aquí a 2030, lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad
6.3 De aquí a 2030, mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial
6.4 De aquí a 2030, aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua
6.5 De aquí a 2030, implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles, incluso mediante la cooperación transfronteriza, según proceda
6.6 De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos
6.a De aquí a 2030, ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, como los de captación de agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización
6.b Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento

Indicador 6.5.1.

Dentro de la meta 6.5., el indicador 6.5.1. mide el "Grado de implementación de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH)", entendiendo por GIRH al proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas" (GWR; 2009).
Se analizaron diversos aspectos que fueron tratados como Secciones, a saber: Sección 1: *Entorno propicio*, Sección 2: *Instituciones y participación*, Sección 3: *Instrumentos de gestión*, y Sección 4: *Financiamiento*.
Cada una de las Secciones constaba de preguntas relacionadas, con un puntaje de 0 a 100. Una vez contestados todos los ítems, se obtiene un puntaje promedio, tal como se especifica en http://iwrmdataportal.unepdhi.org/iwrmmonitoring.html el portal IWRM.
El 19 de octubre de 2017 se realizó en la ciudad de Buenos Aires un Taller, organizado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) y el Foro Argentino del Agua (FADA), con la asistencia de AySA (Agua y Saneamiento SA).
El desarrollo del proceso comenzó 20 días antes del taller, con el envío del cuestionario a diversos actores involucrados en la gestión del agua de forma directa o indirecta. El Taller congregó a 61 participantes, de distintos sectores del gobierno nacional y de los gobiernos provinciales abocados a resolver problemas hídricos.

RESULTADOS

El valor del indicador 6.5.1."Grado de implementación de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos" para la República Argentina resultó de 38.2, lo que significa una implementación Media-Baja.
En relación a las Secciones analizadas, se obtuvieron los siguientes resultados:

Entorno Propicio

Uno de los principales problemas que tiene el país en materia de gestión de los recursos hídricos, se debe a las problemáticas interjurisdiccionales, producto de la falta de financiamiento y en muchos casos, a la falta de confianza en las capacidades de las instituciones involucradas. En la República Argentina, dado su carácter federal, cada Estado Provincial es responsable de la gestión de sus propios recursos hídricos y de la gestión coordinada con otras jurisdicciones cuando se trate de un recurso hídrico compartido. La conformación del Consejo Hídrico Federal (CoHiFe) en el año 2003 y a la convalidación de los Principios Rectores de Política Hídrica a través del Acuerdo Federal del Agua son dos hitos importantes en la gestión de los recursos hídricos del país, fruto del trabajo conjunto del gobierno nacional a través de la Subsecretaría de Recursos Hídricos y de las provincias para elaborar un marco de concertación federal y la construcción de una "Visión Argentina del Agua". En ese marco, uno de los retos más importantes es convertir los Principios Rectores de Política Hídrica (PRPH, 2000) en una ley marco nacional. Los PRPH constituyen una base político-jurídica sólida para una gestión eficiente y sustentable de los recursos hídricos para todo el país. Se trata de 49 Principios Rectores que se agrupan en: el agua y su ciclo, el agua y el ambiente, el agua y la sociedad, el agua y la gestión, el agua y las instituciones, el agua y la ley, el agua y la economía, y la gestión y sus herramientas. http://www.cohife.org/s60/principios-rectores-de-politica-hidrica.

Instituciones y Participación

Uno de los principales desafíos es propiciar la participación pública sistemática y sostenida en las provincias, adoptando los arreglos institucionales propicios, así como mejorar las organizaciones provinciales y a nivel de cuencas, aprovechando las lecciones aprendidas en las instituciones más avanzadas. Las cuencas hidrográficas y/o los acuíferos son la unidad territorial más apta para la planificación y gestión

coordinada de los recursos hídricos, toda vez que las aguas no reconocen fronteras político-administrativas, permitiendo identificar oportunidades, prevenir conflictos y minimizar los impactos negativos a terceros o al ambiente. Desde el año 2016 se ha dado un nuevo impulso a las organizaciones de cuenca interjurisdiccionales o "Comités de Cuenca", institucionalizando organizaciones informales y creando nuevos comités de cuenca interjurisdiccionales.

Instrumentos de gestión

En este ítem uno de los principales desafíos sería mejorar la gestión de ecosistemas relacionados con el agua a nivel nacional, aunando esfuerzos con las provincias a través del COFEMA (Consejo Federal del Medio Ambiente), impulsando desde Nación una coordinación efectiva con las provincias para superar la carencia de planes de gestión de cuencas y acuíferos orientándolos hacia la GIRH. En la actualidad, en el país existen 18 comités de cuenca interjurisdiccionales conformados y que presentan distinto grado de evolución. Esto representa un nivel relativamente bajo de institucionalización de organismos de cuencas como instancias de gestión teniendo en cuenta que en nuestro país se han identificado 101 unidades hídricas (Atlas de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina, 2010), muchas de las cuales son compartidas por más de una provincia. En el ámbito de cuencas transfronterizas, se destaca el marco organizativo para las cuencas de recursos hídricos compartidos con los países vecinos, que se inició en 1969 con la instauración del Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata y que continuó con otras organizaciones para otros ríos o cuencas.

Financiamiento

Se coincidió en que este es el mayor desafío a afrontar en la gestión del agua en todos los niveles, especialmente para poder cumplir con los objetivos propuestos en los PRPH. Si bien el Fondo Hídrico permite realizar una gran cantidad de obras de infraestructura, las consecuencias del cambio climático y los cambios en el uso de la tierra afectan fuertemente al país y requieren disponibilizar fondos crecientes para reparar los daños causados por las inundaciones y adoptar las medidas de adaptación. Merece destacarse el avance efectuado en el Plan Nacional del Agua, cuando establece la cooperación público - privada para financiar la ejecución y la operación de algunas obras del sector.

CONCLUSIONES

Si bien el valor del indicador 6.5.1. "Grado de implementación de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos" para la República Argentina resultó de 38.2, lo que significa una implementación *Media-Baja*, merece destacarse la participación de los diferentes actores en el Taller, creando un ámbito de trabajo amable. Como recomendaciones, se proponen medidas para hacer un seguimiento continuo del Indicador 6.5.1, estableciendo un grupo técnico de apoyo dedicado al seguimiento proactivo del indicador. Una de las principales fortalezas, como resultado del Taller, está centrada en las instituciones y la participación, especialmente a nivel nacional.

REFERENCIAS

http://iwrmdataportal.unepdhi.org/iwrmmonitoring.html

Principios Rectores de Política Hídrica; disponible en: http://www.cohife.org/s60/principios-rectores-de-politica-hidrica

Naciones Unidas ONU (2020); disponible en: https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/

"Metas e Indicadores. Listado provisorio de metas e indicadores de seguimiento de ODS en Argentina". 2017. Agenda 2030 ODS.

GWP (2009) Integrated WaterResources Management in Action. WWAP, DHI WaterPolicy, PNUMA-DHI Centro para el Agua y el Medio Ambiente. 2009
Atlas de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina (2010), disponible en: http://pag-ar00.mininterior.gob.ar/atlas2.htm

CONSECUENCIAS DE LA PANDEMIA MUNDIAL COVID-19 EN LOS SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE

Corimayo, S. N.[1]; Aparicio Gonzalez, M. A.[1] ; Rajal, V. B.[1,2] ;Cruz, M. C.[1*]

[1] Instituto de Investigaciones para la Industria Química (INIQUI-UNSa - CONICET)
[2] Facultad de Ingeniería – Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta
Av. Bolivia 5150 CP 4400 Salta. Tel/Fax: 0387-4251006
sheicorimayo.96@gmail.com, *mccruz@conicet.gov.ar

Resumen

La pandemia actual COVID-19 ha llevado a que las autoridades gubernamentales decreten el aislamiento social masivo. Esta medida ocasionó el cierre de muchos edificios que experimentaron una reducción del uso de agua y un estancamiento de la misma en el sistema de distribución. La magnitud del tiempo de residencia del agua en las tuberías y la temperatura, afectan procesos físicos, químicos, y biológicos en estos sistemas, por lo que es necesario conocer el impacto del estancamiento del agua provocado por la pandemia en su calidad. Se recolectaron 48 muestras de agua mensualmente, desde marzo hasta agosto, en ocho sitios pertenecientes al complejo universitario en Salta (Argentina) y se determinaron sus características fisico-químicas y microbiológicas. El análisis de los parámetros fisico-químicos demostró que la falta de consumo de agua llevó a un incremento del pH por encima del permitido, en el 8.9% de las muestras. Un único sitio presentó concentraciones de cloro por debajo de lo recomendado en el mes de abril (0.05 mg/L). Las características microbiológicas del agua potable fueron aceptables según la normativa vigente. Se encontró que los recuentos de colonias en agar R2A se correlacionaron negativamente con los valores de temperatura (R^2 = -0.26, *p*-valor < 0.05) y cloro residual (R^2= -0.26, p-valor<0.05). La temperatura del agua fue descendiendo a medida que aumentaba el tiempo de residencia (estación invernal). Contrario a lo esperado, el recuento de colonias aumentó a pesar de la disminución de la temperatura. Este período de estancamiento pudo haber promovido el aumento de las células cultivables en el agua aún a temperaturas bajas. Estos datos son de suma importancia para proporcionar información a las empresas de agua involucradas en mantenimiento de estos sistemas.

Palabras claves: COVID-19 - agua potable – estancamiento – temperatura - calidad del agua

Abstract

The current COVID-19 pandemic has led government authorities to declare a massive lockdown. This regulation caused the closure of many buildings that experienced a reduction in water consumption and a period of stagnation in the supply distribution system. The magnitude of the water residence time in the premise plumbing and the water temperature influenced on physical, chemical and biological processes of these systems. Therefore, it is necessary to study the impact of water stagnation caused by the pandemic. In this study, 48 samples were collected monthly from March to August from eight sites at a university *campus* in Salta (Argentina) and their physico-chemical and microbiological characteristics were determined. The analysis of the physico-chemical parameters showed that the lack of water consumption led to a considerable increase in the pH values in 8.9% of the sampled sites. Drinking water distribution system did not cover an acceptable concentration of total chlorine residual in only one site on April (0.05 mg/L). The

microbiological quality of the drinking water was acceptable for consumption according to the current legislation. The number of microorganisms on R2A agar, was found to be negatively correlated with temperature (R^2 = -0.26, *p*-valor < 0.05) and residual chlorine (R^2= -0.26, *p*-valor < 0.05). The water temperature decreased while the residence time of the water in the pipes increased (winter season). Contrary to expectations, colony counts increased despite the descending temperature. This period of stagnation could have promoted the growth of cells in the water even at low temperatures. This data is important to provide information to the water utilities involved in the operation and maintenance of these systems.

Key words: COVID-19 – drinking water - stagnation – temperature - water quality

INTRODUCCIÓN

El nuevo coronavirus-2 del síndrome respiratorio agudo grave (SARS-CoV-2), agente etiológico de la pandemia actual COVID-19, ya ha infectado a más de treinta millones de personas y ocasionado el deceso de un millón de individuos en 218 países en todos los continentes (https://coronavirus.jhu.edu/). La rápida propagación del virus indujo a la Organización Mundial de la Salud a declarar la pandemia COVID-19 el 11 de marzo de 2020. Esta pandemia provocó la toma de medidas que implicaron la reclusión masiva de la gente. En Salta (Argentina) se ha decretado el aislamiento social, preventivo y obligatorio desde el día 16 de marzo del corriente año, lo que produjo una disminución de la movilidad de casi la mitad de la población (Secretaría General de la Gobernación, 2020). Esto llevó a que muchas personas dejaran de asistir a sus lugares de trabajos y que instituciones de todos los niveles académicos cesaran sus actividades presenciales. De esta forma, muchos edificios experimentaron una reducción del uso de agua y un aumento del tiempo de residencia de la misma en las tuberías.

Cuando el agua no se extrae a través de un sistema de plomería u otro sistema de un edificio durante un período prolongado de tiempo, la misma se estanca (Demarco, 2020). Este estancamiento del agua en los edificios se ha identificado como un grave problema para la salud al afectar su calidad química y microbiológica (Proctor et al., 2020). Los indicadores de estancamiento incluyen mal sabor, olor desagradable, o una apariencia de color leve que puede indicar crecimiento bacteriológico y corrosión de la tubería (Demarco, 2020). Si el agua no se utiliza, el desinfectante en el agua se disipa, lo cual podría llevar a un aumento del recrecimiento microbiano en las tuberías, accesorios, y tanques de almacenamiento (ESPRI, AH, 2020). Algunos de estos microorganismos pueden causar enfermedades (patógenos oportunistas) si se consumen o inhalan (Nguyen et al., 2012; ESPRI, AH, 2020; Demarco, 2020).

Además de la magnitud del tiempo de residencia del agua en las tuberías y concentración de desinfectante, los factores que distinguen a los sistemas de distribución de agua potable son el gradiente de temperatura, la relación superficie/volumen, los cambios en el pH, conductividad, y turbidez, una amplia gama de materiales con los cuales se encuentran construidos como cobre, polietileno de alta densidad, cemento, policloruro de vinilo, entre otros (Ji et al., 2015; Ragain et al., 2019; Kitajima et al., 2020). Entre los factores antes mencionados, uno de los parámetros de suma importancia es la temperatura del agua potable ya que afecta procesos físicos, químicos y biológicos en estos sistemas (Zlatonovic, 2017a). A medida que aumenta la temperatura del agua, la viscosidad tiende a disminuir, la tasa de desintegración de cloro varía, favorece la

formación de subproductos de desinfección, y promueve procesos biológicos, ya que la actividad biológica incrementa (Blokker y Pieterse-Quirijns, 2013).

El impacto del estancamiento de agua por largos períodos de tiempo a raíz de la pandemia no ha sido previamente estudiado en el país. Además, en la bibliografía existen pocos estudios donde se analice el efecto conjunto de la disminución del consumo de agua y la temperatura en los sistemas de distribución de agua. Es por ello, que el objetivo del presente trabajo es analizar la influencia del estancamiento del agua y el cambio de temperatura en la calidad del agua potable.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio

Se planteó un diseño de muestreo para conocer el efecto del estancamiento del agua potable sobre los microorganismos libres que puedan encontrarse en los sistemas de distribución de agua. Para ello, se seleccionó la Universidad Nacional de Salta (Argentina) como sistema de distribución de agua cerrado, accesible y del cual se posee información fehaciente. Esta institución permanece sin actividades desde el día 16 de marzo de 2020; a la fecha lleva un total de 6 meses sin actividad. Este complejo universitario constituye un modelo de mini-ciudad ya que existen distintas facultades, rectorado, varios talleres de obras y de servicios, un jardín de infantes, colegio secundario, unidad sanitaria y comedores. Además, existe diversidad de materiales y de años de uso de las cañerías. El suministro de agua al establecimiento proviene de dos fuentes: el acueducto norte (agua subsuperficial) y un pozo propio de 156.9 m, a cuya salida se le realiza cloración, y luego se mezcla y almacena en la cisterna de 10 m de diámetro y 2 m de profundidad, aproximadamente.

Relevamiento de muestras de agua

Se tomaron muestras de agua de grifos de seis puntos correspondientes a distintos edificios de la universidad distribuidos uniformemente (S1 a S6), del tanque elevado de distribución (S7), y de la cisterna (S8), mensualmente desde el mes de marzo a agosto de 2020. Cabe destacar que, durante el primer mes, el establecimiento educativo presentaba asistencia del personal administrativo, estudiantes, niños en la guardería maternal y colonia de vacaciones, por lo tanto, existía un consumo considerable de agua.

Antes de tomar las muestras de los grifos, éstos se limpiaron con algodón embebido en alcohol al 96%, se flamearon y se dejó correr el agua durante un minuto. Se colectaron de cada sitio, 500 mL de agua para los análisis fisico-químicos, que incluyeron la medición de la temperatura (Temp, °C), conductividad (Cond, µS/cm) salinidad (Sal, %) y pH utilizando una sonda multiparámetrica U10 HORIBA. Se realizaron mediciones de cloro total (CT, mg/L) y libre (CL, mg/L) por espectrofotometría utilizando el kit Cloro Total AQAssay siguiendo las instrucciones del fabricante. Además, se recolectó 1 L para los análisis microbiológicos en recipientes limpios y estériles que contenían tiosulfato de sodio al 1.8 % (p/v) para neutralizar el efecto del desinfectante. Las muestras se preservaron en hielo en una conservadora hasta su traslado al laboratorio y se mantuvieron refrigeradas hasta realizar los análisis bacteriológicos correspondientes dentro de las seis horas de recolección.

Análisis microbiológicos

Las muestras de agua se analizaron de acuerdo a normas nacionales e internacionales (Eaton et al, 2005; WHO 2017; CAA 2019) para calidad del agua potable y se verificó si las mismas cumplían con la normativa vigente. Se determinó la presencia de coliformes totales y termotolerantes mediante el método del Número Más Probable. Se detectó la ocurrencia de organismos patógenos oportunistas con medios específicos y selectivos para *Escherichia coli* (mTEC*,* Sigma Aldrich) a 44 °C durante 48 horas, *Enterococcus* sp. (ME, Difco), *Pseudomonas aeruginosa* (Cetrimide), *Salmonella* sp. (SS agar) y recuento de bacterias heterótrofas mesófilas en Agar Plate Count (APC) incubados a 37 °C durante 48 h, por el método de filtración por membrana empleando 100 mL de muestra de agua potable. Además, se realizó un recuento de bacterias heterótrofas en agar Reasoner 2A (R2A) incubadas a 21 °C durante 7 días. Este medio es recomendado para muestras de agua potable, dado su bajo contenido nutricional, ya que estimula el desarrollo de bacterias estresadas, de crecimiento lento y tolerantes al desinfectante (Eaton et al., 2005). Por último, se realizó el recuento de hongos filamentosos y levaduras presentes en el agua potable, cultivados en agar Sabouraud glucosado suplementado con ampicilina (1 mg/mL) durante 7 días, a 30 °C (Kanzler et al., 2008)

Análisis de datos

Se evaluó la correlación entre las variables ambientales (temperatura del agua, concentración de desinfectante, tiempo de estancamiento) y microbiológicas mediante técnicas estadísticas utilizando los programas estadísticos InfoStat (Di Rienzo et al., 2018) y STATGRAPHICS Centurion XVI (StatPoint Technologies Inc, Warrenton, 2013). También se analizó el comportamiento de las variables fisicoquímicas y microbiológicas durante el estancamiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad físico-química del agua potable

Se recolectaron en total 48 muestras, de ocho sitios de la red de distribución de agua potable de la Universidad durante seis meses (marzo a agosto de 2020). El pH y la conductividad mostraron los valores promedios más bajos (7.39 y 253 µS/cm, respectivamente) durante el mes de marzo (Tabla 1), antes de que en la Universidad se tomaran las medidas de aislamiento. La conductividad del agua no presentó variaciones significativas en los meses subsiguientes de cuarentena (252 – 285 µS/cm). Durante el período en el cual el establecimiento permaneció cerrado, en los meses de abril, julio, y agosto se registraron los valores de pH más elevados. El 8.33% (4/48) de las muestras superaron el valor máximo permitido de 8.5 según el CAA (CAA, 2019). La turbidez presentó valores de 0 a 3 NTU, por lo cual su rango de variación se encontraba dentro de valores permitidos (máx. 3 NTU) para el agua potable según la legislación vigente (CAA, 2019). Los porcentajes de salinidad variaron de 0 a 0.01% en todos los meses.

La temperatura del agua disminuyó a lo largo de los cuatro primeros meses (Figura 1). En marzo se registró una temperatura media de 22.48 °C, mientras que en agosto fue de 16.71 °C. En el mes de julio la temperatura promedio de todos los puntos permaneció similar al mes anterior, mientras que en agosto aumentó en promedio 0.83 grados. Se

esperaba esta variación estacional de la temperatura ya que, la temperatura del agua dentro de las tuberías es gobernada por la temperatura ambiente. Por lo general la temperatura del agua que circulaba en las tuberías, era en promedio 1.72 °C inferior con respecto a la que se encontraba almacenada en el tanque y la cisterna. Durante estos meses la temperatura no superó el límite máximo de 25 °C para el agua potable recomendado por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2017).

Tabla 1. Caracterización fisico-química del agua potable en los diferentes sitios de la Universidad durante la pandemia, expresados según media y rangos [mínimo-máximo]

Parámetro	**Unidades**	***Meses***					
		Marzo	**Abril**	**Mayo**	**Junio**	**Julio**	**Agosto**
pH		7.39	8.03	7.80	7.95	7.92	8.00
		[7.24 – 7.49]	[7.65 – 8.78]	[7.53 – 8.40]	[7.65 – 8.47]	[7.49 – 8.60]	[7.61 – 8.55]
Conductividad	(μS/cm)	253	263	267	269	265	264
		[247 - 266]	[252 -279]	[255 -285]	[254 - 278]	[255 - 279]	[253 -278]

La concentración de cloro libre del agua dentro de las tuberías varió considerablemente a lo largo del tiempo de monitoreo (Tabla 2). La concentración de cloro libre más alta encontrada ocurrió durante agosto (1.53 mg/L) en el sitio S5, mientras que la concentración más baja, 0.05 mg/L, ocurrió en el mes de abril en el sitio S8. Sin embargo, dentro de un mismo mes, existen grandes variaciones en la concentración de cloro en los puntos estudiados. A modo de ejemplo, en el mes de mayo la concentración más alta fue de 1.18 mg/L (S4) mientras que en otro sitio (S6) muestreado ese mismo mes, se encontró una concentración de 0.39 mg/L. Una variación similar se observó en agosto, con una diferencia máxima en la concentración de cloro de un sitio a otro de 1.31 mg /L. El Código Alimentario Argentino (2019) establece que la concentración de cloro residual en los sistemas de distribución de agua no debe ser menor que 0.2 mg/L. Esto se cumplió en el sistema del campus universitario, con excepción del sitio S7 en el mes abril. La concentración de cloro presentó valores aceptables en las tuberías, posiblemente debido a que el personal de mantenimiento acudía a su trabajo esporádicamente y realizaba el tratamiento de cloración del agua del pozo de la universidad por prevención como se recomienda en casos de estancamiento (Proctor et al., 2020; ESPRI, 2020). Además, el muestreo coincidió con la temporada invernal del año, permitiendo una mayor estabilidad del cloro en las tuberías (Nguyen et al., 2012).

Calidad microbiológica del agua potable

Durante los seis meses de monitoreo, las muestras de agua cultivadas en agar APC, presentaron un valor máximo de 105 UFC cada 100 mL de muestra (Figura 2, A). En todos los casos la cantidad de organismos mesófilos totales no superó el valor permitido por el CAA, 2019 (500 UFC/mL).

Se observaron hongos filamentosos y levaduras en los distintos puntos, en todos los meses analizados (Figura 2, B). Del total de muestras, el 89.58 % (43/48) presentó

hongos y levaduras. Durante marzo y abril los sitios S2 y S7 no presentaron hongos. En este último sitio (S7) sólo se observaron hongos a partir de junio. La mayor cantidad

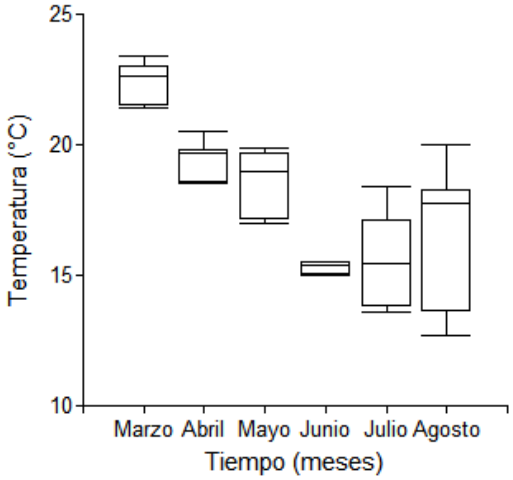


Figura 1. Variación de la temperatura promedio del agua potable en las tuberías entre marzo y agosto de 2020.

promedio de hongos y levaduras en las muestras se registró en el mes de marzo (117 UFC/100 mL), mientras que la más baja se observó en julio (7 UFC/100 mL). La cantidad de hongos presentes en el agua potable fue mucho mayor a la encontrada en estudios previos (Goncalves et al., 2006; Kanzler et al., 2007; Arroyo et al., 2020) Goncalves et al. (2006) encontraron hasta 20 colonias por litro en muestras de agua de grifo proveniente de diferentes domicilios en Portugal, mientras que Kanzler et al. (2007), cuantificaron un máximo de 11colonias en 100 mL de agua potable proveniente de un tanque de almacenamiento en Austria. Arroyo et al. (2020) observaron hasta 60 colonias en 100 mL de muestra de agua proveniente de un grifo de un hospital en Brasil. Es importante destacar que la legislación nacional vigente (CAA, 2019) y la internacional (WHO) no establece parámetros de calidad para hongos.

Tabla 2. Concentración de cloro libre (mg/L) encontrados en los ocho sitios muestreados durante los meses de marzo a agosto de 2020. Los valores máximos y mínimos encontrados en un determinado mes se muestran en negrita y cursiva.

Sitios	Meses					
	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto
S1	***0.437***	0.210	0.891	***0.824***	0.657	0.445
S2	0.347	0.309	1.160	0.759	0.665	0.414
S3	0.347	0.268	1.127	0.767	***0.679***	***0.211***
S4	0.367	0.303	***1.180***	0.739	0.600	0.436
S5	0.337	0.273	0.415	0.784	0.637	***1.525***
S6	0.347	***0.580***	***0.385***	***0.561***	0.578	0.462
S7	0.347	***0.048***	0.545	0.697	***0.307***	1.332
S8	***0.337***	0.251	0.38	0.428	0.285	0.769

En contraste con los resultados de APC, las placas de R2A mostraron una mayor cantidad de unidades formadoras de colonias (Figura 3). Este medio promueve el crecimiento de organismos oligotróficos que se encuentran en un ambiente con estrés como es el caso del agua potable tratada con desinfectante residual, por lo que se espera mayor cantidad de microorganismos comparado con APC. Se determinó una gran variabilidad entre los distintos sitios dentro del *campus* a lo largo del tiempo. Se cuantificó hasta 6.6 x 10^3 UFC/100 mL, mientras que en algunos sitios la cantidad máxima fue de 6.0 x 10^2 UFC/100 mL (Figura 3). Estas diferencias pueden deberse a las distancias de los sitios con respecto a la fuente de agua del campus, distintas concentraciones de desinfectante, como así también diferentes materiales de construcción de las cañerías, años de servicio, entre otros factores.

Con respecto a los microorganismos indicadores y/o patógenos oportunistas, sólo en el mes de marzo se registró la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* y coliformes totales en uno de los puntos muestreados (S6), lo cual fue debidamente comunicado a las autoridades de la institución y se tomaron las medidas necesarias. En los meses siguientes no se detectaron estos microorganismos. No se observó la presencia de *E. coli*, *Salmonella* sp. o *Enterococcus sp.* en ninguno de los puntos muestreados.

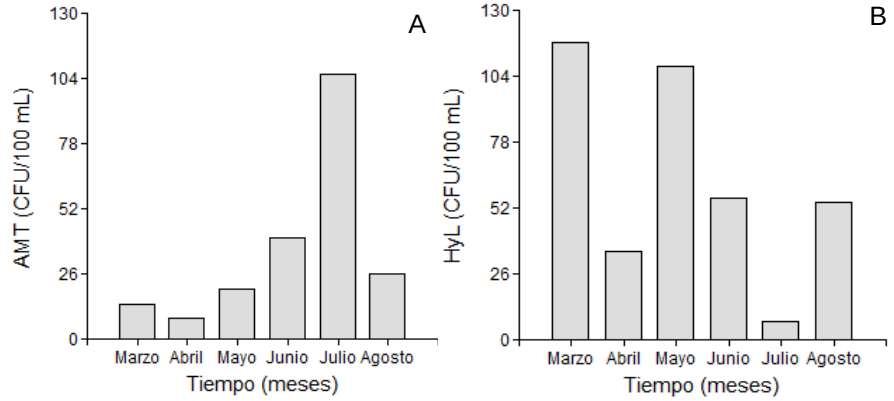


Figura 2. Recuento de aerobios mesófilos totales (AMT) en Agar Plate Count (A) y de hongos y levaduras (HyL) en Agar Sabouraud (B) durante los meses de monitoreo

Correlación entre variables fisico-químicas y microorganismos heterótrofos

Dado que en la mayoría de los sitios se obtuvo un recuento considerable de colonias en el medio R2A, se han usado estos datos microbiológicos para los análisis de correlación.

Se realizó el análisis estadístico utilizando el coeficiente de correlación de Pearson para identificar relaciones entre los valores de recuento de las muestras de agua y los parámetros de calidad que incluyeron la temperatura, la concentración de cloro libre y el tiempo de estancamiento (días). Se consideró como estadísticamente significativas las correlaciones que tuvieron un nivel de $\alpha < 0.05$.

Se encontró una correlación negativa estadísticamente significativa entre la temperatura del agua y el recuento de placas en R2A (R^2 = -0.26 *p*-valor < 0.05). Las tasas de crecimiento bacteriano generalmente disminuyen con el descenso de temperatura, sin embargo, en nuestro estudio encontramos lo contrario. Si bien, la temperatura del agua fue disminuyendo a medida que aumentaba el tiempo de residencia en las tuberías ya que el presente trabajo coincidió con el período invernal (R^2 = -0.77 *p*-valor < 0.05) los recuentos bacterianos aumentaron. Posiblemente, este mayor crecimiento de microorganismos podría reflejar que el período de estancamiento del agua provocado por la cuarenta obligatoria pudo haber promovido un aumento de las células cultivables en el agua. Tradicionalmente, el desinfectante se adiciona previamente a la distribución de agua potabilizada para inhibir el recrecimiento de bacterias en la red de tuberías. Se encontró que la concentración de cloro libre efectivamente suprime el número de bacterias en el agua presente en las cañerías y los tanques de almacenamientos en el medio R2A (R^2= -0.26 *p*-valor < 0.05).

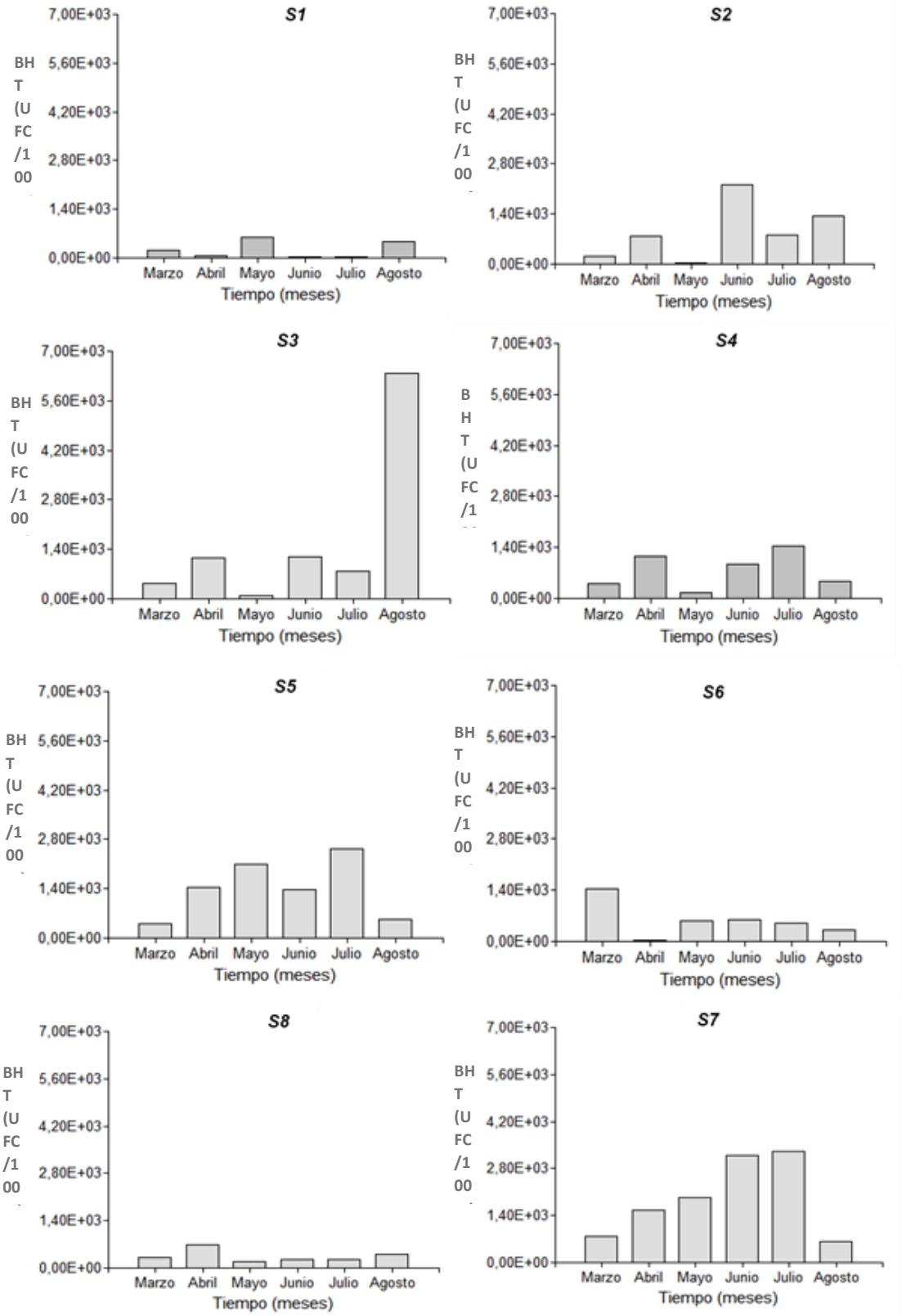


Figura 3. Concentración total de bacterias heterótrofas (BHT) cuantificadas en el medio R2A expresadas en unidades formadoras de colonias (UFC) en 100 mL de muestra, de todos los sitios estudiados durante los meses de muestreo.

CONCLUSIONES

El análisis de los parámetros fisico-químicos (conductividad, pH, turbidez, salinidad, temperatura, concentración de cloro libre) demostró que la falta de consumo de agua llevó a un incremento considerable en los valores de pH en algunos sitios. Solo un sitio presentó una concentración de cloro libre en el agua menor a la permitida durante el mes de abril, no obstante, en los siguientes meses la cantidad de desinfectante fue aceptable. En general la calidad fisicoquímica del agua fue aceptable a lo largo del período estudiado.

Las características microbiológicas del agua potable durante el período de cuarentena permitieron calificar al agua como apta para el consumo humano. La cantidad de hongos encontrada en el agua potable fue muy alta comparada con otros trabajos. Se requieren más estudios para conocer su impacto en los consumidores.

Los recuentos de colonias en el medio R2A fueron superiores a los determinados en el medio APC. Por lo tanto, se sugiere el uso del medio R2A para complementar los métodos estándares establecido por la normativa nacional durante este período de aislamiento.

Los niveles de colonias en R2A fueron más altos a bajas temperaturas. Se recomienda continuar con los análisis en los próximos meses cuando se espera un aumento de la temperatura que favorecería sustancialmente la tasa de crecimiento de microorganismos oportunistas.

Estos datos pueden proporcionar información útil para empresas de agua involucradas en la operación y mantenimiento de sistemas de distribución de agua que han sufrido el efecto de estancamiento debido a las medidas tomadas durante la pandemia global. Se sugiere que todos los edificios públicos que cesaron sus actividades durante el periodo de aislamiento realicen un procedimiento de limpieza y descarga del agua estancada en las cañerías.

REFERENCIAS

Al-Gabr H. M., Tianling Z., and Xin Y. (2014). Fungi Contamination of Drinking Water. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 228. 121-139.

Arroyo, M. G., Ferreira, A. M., Frota, O. P., Brizzotti-Mazuchi, N. S., Peresi, J. T. M., Rigotti, M. A., ... & Almeida, M. T. G. D. (2020). Broad Diversity of Fungi in Hospital Water. *The Scientific World Journal*, *2020*.

Babič, M. N., Gunde-Cimerman, N., Vargha, M., Tischner, Z., Magyar, D., Veríssimo, C., ... & Brandão, J. (2017). Fungal contaminants in drinking water regulation? A tale of ecology, exposure, purification and clinical relevance. *International journal of environmental research and public health*, *14*(6), 636.

Blokker, M. and Pieterse-Quirijns, E.J., (2013). Modeling temperature in the drinking water distribution system. *Journal American Water Works Association*, 105 (1), 35–36.

CAA, *Capitulo XII. BEBIDAS HÍDRICAS, AGUA Y AGUA GASIFICADA. Codigo Alimentario Argentino.* 2019.

Demarco, P. (2020) Rehabilitating Stagnant Building Water Systems-A Timely Reminder 4 from the IAPMO Group. www.iapmo.org

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W., (2018). InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., & Franson, M. A. H. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition*. Washington DC: American Public Health Association.

ESPRI, AH Environmental Consultants, Bartrand, T., Masters, S., Hargy, T., Mccuin, R., Clancy, J., Theiss, R., Pommerenk, P., Mcnamara, S. and Hiltebrand, D. (2020) Building Water Quality and Coronavirus: Flushing Guidance for Periods of Low or No Use. Esprinstitute.Org.

Gonçalves, A. B., Paterson, R. R. M., & Lima, N. (2006). Survey and significance of filamentous fungi from tap water (2009). International journal of hygiene and environmental health 3. 257-264.

Kanzler, D., Buzina, W., Paulitsch, A., Haas, D., Platzer, S., Marth, E., & Mascher, F. (2008). Occurrence and hygienic relevance of fungi in drinking water. *Mycoses*, *51*(2), 165-169.

Kitajima, M., Cruz, M. C., Williams, R. B., Wuertz, S., & Whittle, A. J. (2020). Microbial abundance and community composition in biofilms on in-pipe sensors in a drinking water distribution system. Science of The Total Environment, 142314.

Hageskal, G., Lima, N., & Skaar, I. (2009). The study of fungi in drinking water. *Mycological research*, *113*(2), 165-172.

Ji, P., Parks, J., Edwards, M. A., & Pruden, A. (2015). Impact of water chemistry, pipe material and stagnation on the building plumbing microbiome. *PloS one*, *10*(10), e0141087.

Mirshekar, Z., Shahryari, A., Gharekhan Alostani, M., & Aali, R. (2019). Fungi Occurrence Assessment in Drinking Water Distribution Systems and Its Relationship with Fecal Indicator Bacteria. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*, *4*(3), 813-818.

Nguyen, C., Elfland, C., & Edwards, M. (2012). Impact of advanced water conservation features and new copper pipe on rapid chloramine decay and microbial regrowth. *Water research*, *46*(3), 611-621.

Proctor, C. R., Rhoads, W. J., Keane, T., Salehi, M., Hamilton, K., Pieper, K. J., ... & Whelton, A. J. (2020). Considerations for large building water quality after extended stagnation. *AWWA Water Science*, *2*(4), e1186.

Ragain, L., Masters, S., Bartrand, T. A., Clancy, J. L., & Whelton, A. J. (2019). Analysis of building plumbing system flushing practices and communications. *Journal of water and health*, *17*(2), 196-203.

R Core Team, (2017). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Secretaría General de la Gobernación, 2020. Boletín Oficial Salta Edición Nº 20.705.

Statgraphics Centurion, X. V. I. (2013). Statgraphics centurion XVI software version 16.2. 04. *Virginia (USA):. StatPoint Technologies Inc, Warrenton. Recuperado de: www. statgraphics. net*.

WHO, *Guidelines for drinking-water quality. 4th ed.* 2017.

Zlatanovic, L., Moerman, A., van der Hoek, J. P., Vreeburg, J., & Blokker, M. (2017 a). Development and validation of a drinking water temperature model in domestic drinking water supply systems. *Urban Water Journal*, *14*(10), 1031-1037.

Zlatanović, L., Van Der Hoek, J. P., & Vreeburg, J. H. G. (2017 b). An experimental study on the influence of water stagnation and temperature change on water quality in a full-scale domestic drinking water system. *Water research*, *123*, 761-772.**Al-Gabr H. M., Tianling Z., and Xin Y.** (2014). Fungi Contamination of Drinking Water. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 228. 121-139.

2- Manejo, aprovechamiento y reutilización.

- EVALUACION DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN QUIMICA SOBRE SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS UTILIZANDO UN BIOINDICADOR ALGAL.
- MANEJO DEL AGUA DE LLUVIA EN LA PARCELA.
- REVISIÓN DE TENDENCIAS GLOBALES DE CAPTACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE AGUAS DE LLUVIA EN ZONAS URBANAS.

EVALUACION DE DIFERENTES ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN QUIMICA SOBRE SEDIMENTOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS UTILIZANDO UN BIOINDICADOR ALGAL

Rotondo, L.N. [(1)*]; Mora, V.C. [(2)]; Temporetti, P.F. [(1)]; Beamud, S.G. [(1)]; Pedrozo, F.L. [(1)]

[(1)] Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue, CONICET, Quintral 1250, Bariloche (8400), Argentina.
[(2)] Centro de Investigación y Desarrollo en Fermentaciones Industriales (CINDEFI), Facultad de Ciencias Exactas-UNLP, CCT-La Plata, CONICET, La Plata 1900, Argentina.
*leandrorotondo@comahue-conicet.gob.ar

Resumen

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) componentes del petróleo pueden acumularse en los sedimentos de los cuerpos de agua. El reactivo de Fenton (FN), el ión persulfato (PS) y el ión permanganato (PM) son algunas de las tecnologías de oxidación química *in situ* (ISCO) utilizadas para la remediación de sitios contaminados con HAPs. El fitoplancton de un medio acuático puede ser un indicador útil de la eficiencia de degradación de contaminantes. Se estudió el uso de una especie fitoplanctónica del embalse Los Barreales como indicador de la efectividad de la remediación de sedimentos del embalse contaminados con Fenantreno (Ph) o Benz(a)antraceno (Ba). Los tres métodos de oxidación mencionados se aplicaron a sedimentos previamente contaminados con estos HAPs y se realizó un bioensayo con el alga *Scenedesmus quadricauda*. La degradación de Ph fue mayor que la de Ba. Asimismo, se observó una mayor degradación de Ba para FN, en relación con PS y PM. La abundancia de algas fue menor en sedimentos contaminados con Ph y tratados con FN o PS, en comparación con PM. Se observó una menor abundancia de algas en los tratamientos con PS y PM en los sedimentos contaminados con Ba, en relación con FN. El desarrollo de *S. quadricauda* dependió del oxidante aplicado. En sedimentos contaminados con Ph, el tratamiento con PM resultó en el mejor crecimiento de las algas, mientras que con Ba tuvo una mayor abundancia luego de la aplicación de FN, siendo por tanto un buen indicador de efectividad de remediación en estos dos casos. Se establecieron las condiciones para cada remediación química ensayada permitiendo su ajuste para optimizar la degradación de los PAH y el desarrollo del indicador. *Scenedesmus quadricauda* se puede utilizar como indicador de la eficacia de la remediación de sedimentos contaminados con HAP.

Palabras clave: Remediación; HAPs; Sedimentos; Bioindicador; Fitoplancton

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) components of oil can accumulate in sediments of water bodies. Fenton reagent (FN), persulfate ion (PS) and permanganate ion (PM) are some of the *in situ* chemical oxidation (ISCO) technologies used for remediation in PAH contaminated sites. The phytoplankton of an aquatic environment can be a useful indicator of the pollutant degradation efficiency. The use of a phytoplanktonic algal species from Los Barreales reservoir was studied as an indicator of remediation effectiveness of reservoir sediments contaminated with Phenanthrene (Ph) or Benz(a)anthracene (Ba). The three oxidation methods mentioned were applied to sediments previously contaminated with these PAHs, and a bioassay was performed with the native alga *Scenedesmus quadricauda*. The degradation of Ph was greater than that of Ba. Likewise, a greater degradation of Ba was observed for FN, in relation with PS and PM. Algal abundance was lower in sediments contaminated with Ph and treated with FN or PS, compared to PM. A lower algal abundance was observed in the treatments with PS and PM on the sediments contaminated with Ba, in relation with FN. The development of *S. quadricauda* was dependent on the oxidant applied. In sediments contaminated with Ph, treatment with PM resulted in the best growth of the algae, while with Ba it had a greater abundance after the application of FN, being therefore a

good indicator of remediation effectiveness in these two cases. Conditions were established for each chemical remediation tested allowing their adjustment to optimize the PAH degradation and the development of the indicator. *Scenedesmus quadricauda* can be used as an indicator of the remediation effectiveness of PAH contaminated sediments.
Keywords: Remediation; PAHs; Sediments; Bioindicator; Phytoplankton

INTRODUCCIÓN

Los hidrocarburos de petróleo representan para la sociedad un bien natural no renovable de gran importancia, tanto por su uso como fuente de energía como por sus derivados (Hall *et al.,* 2003). Es una mezcla compleja y variable de compuestos, entre los que se incluyen los HAPs. Los HAPs son compuestos orgánicos formados por anillos aromáticos fusionados simples (Fetzer, 2000). Son compuestos hidrófobos, ligeramente solubles en agua, con un alto factor de bioconcentración, y con propiedades tóxicas, mutagénicas y cancerígenas (IARC, 1983). Estas características están relacionadas con su estructura molecular, y el riesgo asociado con estos compuestos es mayor cuando aumenta su peso molecular (Upham *et al.*, 1998). Se han identificado aproximadamente 130 HAP, 16 de los cuales se caracterizan como los más tóxicos por la EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos), dentro de los cuales encontramos al Ph y al Ba (Peluffo, 2016). Los HAPs tienden a acumularse en los sedimentos de los cuerpos de agua, y esta tendencia es más fuerte para aquellos HAPs de cuatro o más anillos, es decir, de alto peso molecular (HAPs-APM) (Yunker *et al.*, 2002; Gaspare *et al.*, 2009; Net *et al.*, 2015). Debido a esta capacidad de acumulación, los sedimentos pueden actuar como fuentes de contaminantes, incluso varios años después de que se haya detenido el proceso de contaminación alóctono (Salomons *et al*., 1987).

El presente trabajo se realizó en el embalse Los Barreales, Neuquén, Argentina, el cual se encuentra ubicado en la cuenca neuquina del yacimiento petrolífero Vaca Muerta. Este yacimiento no convencional es el más importante del país por sus reservas y explotación (Cabanillas *et al*., 2013). En la zona del valle inferior del río Neuquén se observan en modo creciente asentamientos de explotación petrolera, y en los últimos años ha habido casos de accidentes que han provocado incendios y/o derrames de hidrocarburos, con una afectación directa al ambiente circundante. En este marco, por ejemplo, el desarrollo que tendría la industria hidrocarburífera con la explotación del yacimiento incrementaría los riesgos ambientales. A raíz de la implementación de esta tecnología no convencional de obtención de gas y crudo se enfrenta un desafío muy importante en términos de proteger el medio ambiente (Proyecto FAO UTF ARG 017).

Las tecnologías de oxidación química se han convertido en una promisoria alternativa para el tratamiento de sitios contaminados con HAPs, debido a la alta eficiencia de eliminación del contaminante en un tiempo relativamente corto. Los procesos de oxidación química *in situ* (ISCO) consisten en la adición de oxidantes a la zona contaminada. Se han utilizado diferentes formas de oxidantes para ISCO, entre ellas el reactivo de Fenton (FN: peróxido de hidrógeno [H_2O_2] e ión ferroso [Fe^{2+}]), el ión persulfato (PS: $S_2O_8^{2-}$) y el ión permanganato (PM: MnO_4^-) (Huling & Pivetz, 2006).

Los procesos FN han sido ampliamente estudiados como métodos de remediación. Esta técnica emplea sales de hierro para descomponer el peróxido de hidrógeno generando especies de oxígeno altamente reactivas (radical hidroxilo, $OH^\bullet$) que reaccionan con la materia orgánica de manera no específica. La producción de $OH^\bullet$ ocurre principalmente mediante la oxidación de [Fe^{2+}] por el H_2O_2. Aunque la reacción general involucrada en el proceso de mineralización puede ser bastante compleja y otras especies químicas podrían contribuir al proceso de oxidación, está ampliamente aceptado que la oxidación de los sustratos orgánicos en los sistemas FN está acoplada con la generación de $OH^\bullet$ mediante la descomposición catalítica del H_2O_2 (Nichela *et al*., 2010).

El PS es un oxidante sobre el que han realizado un gran número de investigaciones acerca de su aplicación (Huling & Pivetz, 2006; Tsitonaki *et al.*, 2008). Este compuesto es lo suficientemente estable para no reaccionar con la materia orgánica del suelo y no estar implicado de manera significativa en las reacciones de sorción, propiedades que lo convierten en un oxidante atractivo ya que persiste durante semanas en las capas subterráneas, puede ser inyectado en altas concentraciones, transportado a través de medios porosos y es capaz de desplazarse por difusión o por diferencia de densidad hacia materiales de baja permeabilidad (Huling & Pivetz, 2006). El PS requiere de la activación por calor (Mora *et al.,* 2009), por fotólisis UV (Rosso *et al*., 1999), o por agregado de iones metálicos (Anipsitakis & Dionysiou, 2004), lo que permite regular la degradación de contaminantes en espacio y tiempo. En todos los casos, la activación del PS conduce a la formación del radical sulfato ($SO_4^{\bullet -}$) y otros intermediarios reactivos. El radical sulfato presenta un elevado potencial de reducción (E^o = 2,6 V), y reacciona rápidamente con compuestos orgánicos e inorgánicos (Tsitonaki *et al*., 2008; Usman *et al*., 2012).

La oxidación mediante PM ha sido utilizada con éxito, para una gran variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos, como cianuros, sulfuros y compuestos que producen malos olores, alquenos, orgánicos clorados, fenoles, pesticidas, HAPs, ácidos orgánicos y metil-ter-butil eter, en efluentes, aguas subterráneas y suelos. La estequiometría y la cinética de la oxidación de PM en sitios contaminados pueden ser muy complejas al igual que numerosas reacciones en las que puede participar el manganeso debido a sus múltiples estados de valencias y formas minerales. Una ventaja de la utilización de este oxidante es que persiste en suelos y aguas subterráneas siendo, además, económico, fácil y seguro de usar comparado con el peróxido de hidrógeno. Por otro lado, la demanda natural de oxidante es en general muy alta (de Souza e Silva *et al.*, 2009) y suele tener un efecto negativo sobre la fertilidad del suelo tratado ya que degrada la materia orgánica natural e incrementa la precipitación de MnO_2 (Sirguey *et al*., 2008).

Se pueden usar varios parámetros físicos, químicos y biológicos para determinar el nivel de contaminación de los ambientes acuáticos (Schindler *et al*., 2008). Sin embargo, estos parámetros podrían presentar fuertes fluctuaciones estacionales que dificultan la categorización de los cuerpos de agua (Maassen *et al*., 2005) por ejemplo aquellas relacionadas con variaciones hidrològicas. La caracterización química de sedimentos y lixiviados permite la adquisición de datos útiles a través de técnicas analíticas estándar, pero no proporciona información tanto sobre toxicidad o eventual biodisponibilidad para los organismos que habitan en la columna de agua y los sedimentos (Munawar & Munawar, 1987). En este contexto, contar con una metodología de seguimiento adecuada para evaluar la contaminación (o eficiencia de remediación) en cuerpos de agua adquiere gran relevancia. Según Ospina-Alvarez & Pena (2004), un bioindicador es cualquier especie o grupo de especies cuya función, población o estado puede revelar el estado cualitativo del medio ambiente. En el caso de los indicadores biológicos, la presencia o ausencia de ciertas especies puede revelar el estado cualitativo de un cuerpo de agua; de tal manera que una vez que se conoce y caracteriza un ecosistema acuático, la presencia y la cantidad de ciertas especies podrían indicar de manera directa y precisa concentraciones de contaminantes específicos (Ptacnik *et al.,* 2008).

En este sentido, en el presente trabajo se puso especial atención a los efectos que los contaminantes en la columna de agua y los sedimentos tienen sobre la comunidad del fitoplancton, el cual ha demostrado ser útil como un indicador del estrés contaminante. Éste indicador es fácil de adquirir y mantener, y puede estudiarse en un período relativamente corto, ya que las especies algales tienen tiempos de generación cortos (Munawar & Munawar, 1987). Las técnicas más utilizadas para evaluar la toxicidad potencial de los sedimentos contaminados en los sistemas acuáticos son los bioensayos de fitoplancton en microcosmos (Aksmann & Tukaj, 2004; Richardson *et al.*, 2001; Sibley *et al.*, 2001; Ren *et*

al., 2009; Ramadass *et al.*, 2016). La variación cuantitativa en la comunidad de fitoplancton es la primera respuesta a los cambios ambientales acuáticos, siendo posible observar un aumento o disminución de la misma dependiendo del tipo de influencia. El fitoplancton natural de un ambiente acuático puede ser útil como indicador biológico de la eficiencia del tratamiento de degradación de un contaminante. Si el proceso de remediación es eficaz, se espera que los contaminantes se degraden a niveles no tóxicos para el fitoplancton, permitiendo así el desarrollo de este bioindicador, tal como lo haría en un sitio no contaminado. A la inversa, si el tratamiento de remediación no es eficaz en la degradación de estos contaminantes, el contaminante residual tóxico dará lugar a la reducción de la biomasa del indicador.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la utilización de una especie algal nativa del embalse Los Barreales como indicadora biológica de la efectividad de remediación química de sedimentos de dicho embalse contaminados por HAPs.

MATERIALES Y MÈTODOS

Remediación de sedimentos

Se prepararon reactores batch con 15 g de sedimento seco (previamente contaminado con Ph ó Ba), a los cuales se le agregaron 30 ml de agua bidestilada. Las concentraciones de Ph y Ba utilizadas se seleccionaron de acuerdo a aquellas concentraciones que produjeron un efecto significativo sobre el crecimiento del alga nativa del embalse *Scenedesmus quadricauda* (Turpin, Brébisson) en estudios previos (Rotondo *et al*., 2019). El agregado de Ph, en 500 y 1000 ppm de sedimento seco (ppm_{ss}), y Ba (125 y 250 ppm_{ss}) a los sedimentos se realizó mediante previa disolución de estos en acetona y posterior evaporación del solvente (Kulik *et al*., 2006). Luego se agregó el oxidante (H_2O_2/$Fe_2SO_4.7H_2O$, $K_2S_2O_8$ ó $KMnO_4$). Se utilizó una cantidad de oxidante correspondiente al mínimo teórico (estequiometría) que se necesita para llevar al contaminante a CO_2 y H_2O. El PS y el FN fueron activados mediante agregado de Fe^{2+}, utilizando las relaciones PS/Fe^{2+} y H_2O_2/Fe^{2+} propuestas por Peluffo (2016). Para los tratamientos control se utilizaron sedimentos del embalse sin agregado de HAPs, cuyas concentraciones basales de Ph y Ba fueron de 19 y 53 ppm_{ss}, respectivamente. Cada tratamiento se realizó por triplicado, los reactores se protegieron de la luz, y se colocaron en una incubadora a una temperatura constante de 20°C. El tiempo de tratamiento fue de 7 días.

Finalizado el ensayo, cada uno de los sistemas fue liofilizado y conservado en refrigeración (-20 ºC) para el posterior análisis de HAPs residuales. Para la identificación y cuantificación de HAPs, una submuestra de 1 g de sedimento se mezcló en un tubo de policarbonato con 4 ml de solvente (1:1 hexano:acetona) (Banjoo & Nelson, 2005). La extracción se realizó mediante utilización de ultrasonido (Testlab Ultrasonic TB10TA) a 40 kHz y 400 W durante 60 minutos (Luque-García & Luque de Castro, 2003). La mezcla se centrifugó a 4000 rpm durante 10 minutos (Presvac model DCS-16RV) y la solución se filtró a través de filtros de nylon (0.45-µm). Luego, 2 µl del filtrado fueron inyectados en un cromatógrafo gaseoso Perkin Elmer Clarus 500 equipado con una columna Agilent HP 5 (30 m x 0.25 mm i.d. con 0.25 µm de espesor de film) y un detector de ionización de llama, y posyteriormente se analizaron los cromatogramas. Cada concentración de HAP fue determinada por calibración con un standard de los 16 HAPs contaminantes prioritarios propuestos por EPA (AccuStandard).

A partir de los valores obtenidos, y en relación a la cantidad de Ph y Ba iniciales basales y en cada tratamiento, se calculó el porcentaje de degradación de HAPs (%DH), calculado según la ecuación (1):

$$\%DH = 100\% - \left(\frac{HAPresidual}{HAPinicial}\right) * 100 \quad (1)$$

Para determinar diferencias significativas entre tratamientos se utilizó un Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, con un 5% de significación. A posteriori se realizaron comparaciones entre pares utilizando el método de Tukey (Montgomery 2004). Para los test de ANOVA y Tukey, se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al*. 2011).

Bioensayo con *Scenedesmus quadricauda*

Se utilizó una muestra de 1,1 g de los sedimentos húmedos obtenidos de los reactores batch del ensayo de remediación. Los sedimentos se mezclaron con 20 ml de agua del embalse filtrada a través de un filtro de membrana de 0,45 µm y se dejaron reposar durante 24 horas, después de lo cual se añadieron 5 ml de inóculo algal (concentración final: 10^5 células.ml^{-1}). La incubación se realizó en frascos Nunclon® de 50 ml, con fotoperíodos de 12 horas (~ 50 µmol fotón m^{-2}s^{-1}) en una cámara de incubación Neoline® a 25ºC de temperatura promedio. El tiempo de incubación fue de 7 días. A los días 0 y 7 se tomó, de cada frasco, una alícuota de 2 ml para determinar abundancia algal. Las muestras para abundancia algal se fijaron con solución de Lugol-acético y luego se realizó el recuento bajo microscopio invertido Leica® utilizando la técnica de Utermöhl (Wetzel y Likens 1991). Para determinar diferencias significativas entre tratamientos se utilizó un Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, con un 5% de significación, previa transformación potencial de Box Cox. A posteriori se realizaron comparaciones entre pares utilizando el método de Tukey (Montgomery 2004). Para los test de ANOVA y Tukey, se utilizo el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al*. 2011).

Resultados

Las concentraciones de HAPs residuales en sedimentos mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) tanto al comparar entre los oxidantes utilizados, como entre el tipo y concentración de HAP agregado. En la Figura 1 se representa la variación en la degradación de Ph y Ba para cada concentración inicial de los mismos y tratamiento oxidante, expresado como %DH. Se observó, en general, un menor %DH para los sedimentos contaminados con Ba. La degradación promedio de Ph fue de (63 ± 5) %, mientras que la de Ba fue de (33 ± 19) %.

Por otro lado, al comparar entre los tratamientos oxidantes se observó un %DH significativamente mayor ($p < 0,05$) para FN, respecto a PS y PM, para los sedimentos con Ba. Sin embargo, las oxidaciones sobre sedimentos con Ph no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$).

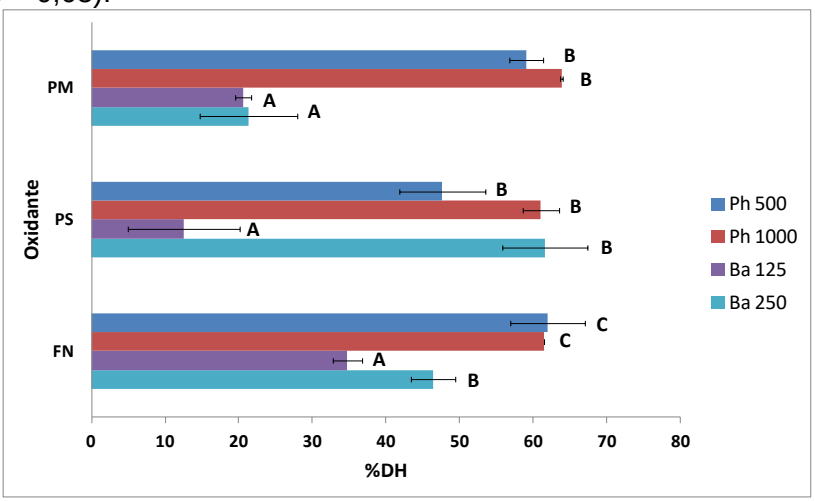


Figura 1: Degradación (%) de HAPs en sedimentos, para cada tratamiento oxidante. Las medias de porcentaje de degradación de HAP (%DH) se compararon entre los ensayos con diferentes

agregados de HAPs para cada oxidante, y aquellas con una letra en común no presentan diferencias significativas (p > 0,05).

La abundancia de *S. quadricauda* mostró valores significativamente menores (p < 0,05) para los bioensayos realizados con agregado de Ph y tratados con FN y PS, en comparación con PM (Figura 2). En el caso de los ensayos con sedimentos contaminados con Ba, se observaron valores de abundancia menores (p < 0,05) en los tratamientos con PS y PM sobre los sedimentos contaminados con Ba 125 ppm_{ss}, mientras que para el ensayo sobre sustrato con 250 ppm_{ss} de Ba iniciales no se observaron diferencias significativas (p > 0,05).

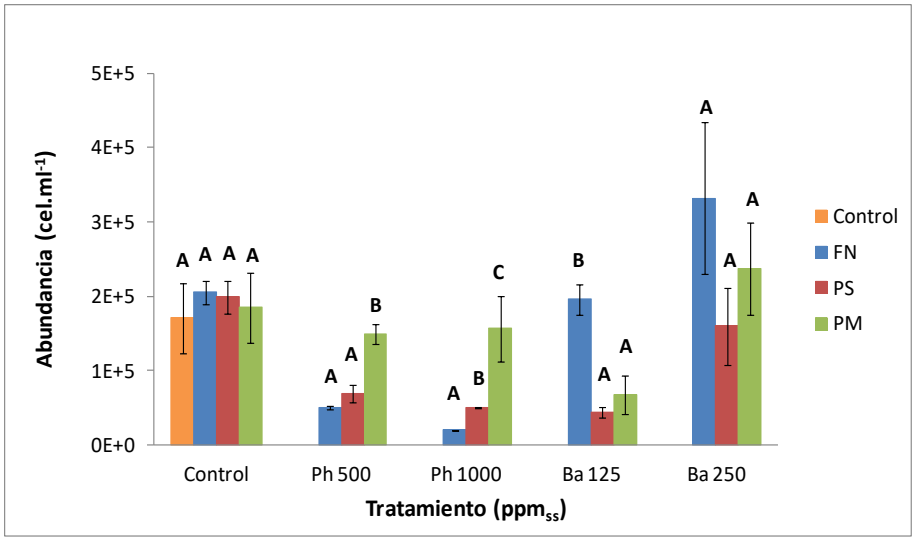


Figura 2: Abundancia de *S. quadricauda* luego de la incubación con sedimentos contaminados con HAPs y tratados con diferentes oxidantes. Las medias de abundancia algal se compararon, en cada concentración de HAP, entre los diferentes tratamientos oxidantes. Las medias con una letra en común no presentan diferencias significativas (p > 0,05).

DISCUSIÓN

Los ensayos de remediación mostraron porcentajes de degradación de Ph mayores que de Ba, la cual estaría asociada a la diferencia estructural entre ambos compuestos, ya que el Ph está conformado por tres anillos aromáticos, mientras que el Ba por cuatro, haciéndolo más resistente a la degradación (IARC, 1983). Además, la degradación de Ba mostró diferencias según el oxidante aplicado, con una efectividad mayor del FN, respecto a PS y PM. Estos resultados se corresponden con los observados en trabajos previos sobre suelos con alta cantidad de materia orgánica (Peluffo, 2016). Por otra parte, son opuestos a los observados por otros autores en suelos con baja concentración de materia orgánica (Yen *et al.*, 2011). Brown *et al.* (2004) atribuyeron estas diferencias a las interacciones de los oxidantes con la materia orgánica del sustrato.

La abundancia de *S. quadricauda* en los ensayos con sedimentos contaminados con Ph se vió afectada en los sistemas a los que se le aplicó FN o PS, en relación a los que se le aplicó PM y el control sin oxidantes. Teniendo en cuenta que la degradación de Ph fue igual para todos los tratamientos oxidantes utilizados, el crecimiento diferencial del alga se lo asocia a cambios fisicoquímicos en los sistemas producidos por el oxidante residual y/o a la presencia de sub-productos de degradación del Ph. Varios autores han demostrado que la degradación de los HAPs puede generar cierto número de productos de degradación intermedios tales como aldehídos, cetonas y quinonas (Flotron *et al*., 2005; Watts *et al.*, 2006; Lunstedt *et al*., 2006; Boulangé *et al.*, 2019), los cuales estarían presentes en nuestros ensayos. Aunque estos subproductos normalmente se encuentran en bajas concentraciones luego de una oxidación química, son de primordial interés debido a la alta

toxicidad de algunos compuestos (Ferrarese *et al*., 2008). Para las experiencias de sedimentos contaminados con Ba, se observó una mayor abundancia de *S. quadricauda* en los tratamientos con FN respecto a los de PS y PM. Paralelamente se observó un similar porcentaje de degradación de HAP para todos los oxidantes, por lo cual se concluye que el principal factor regulador del crecimiento del alga fue el HAP residual.

CONCLUSIONES

La aplicación de técnicas de oxidación química *in situ* sobre los sedimentos del Embalse Los Barreales resultó en una mayor efectividad de degradación de Ph para todos los oxidantes estudiados, respecto a Ba, y a su vez una mayor degradación de éste último HAP en los tratamientos con FN. El desarrollo de *S. quadricauda* resultó dependiente del oxidante aplicado. En presencia de sedimentos contaminados con Ph, y del tratamiento con PM se observó el mejor crecimiento del alga, mientras que en presencia de Ba, tuvo una mayor abundancia luego de la aplicación de FN. Se establecieron condiciones de base para cada remediación química ensayada, lo que permitirá el ajuste de las mismas para alcanzar la degradación máxima de los HAPs y el desarrollo óptimo del indicador algal. Este trabajo permite concluir que se puede utilizar *Scenedesmus quadricauda* como indicadora de la efectividad de remediación química de sedimentos contaminados con hidrocarburos del embalse Los Barreales.

Financiación

Este trabajo recibió financiación del PICT 2018 4387 ANPCYT

REFERENCIAS

Aksmann, A., Tukaj, Z. (2004). The effect of anthracene and phenanthrene on the growth, photosynthesis, and SOD activity of the green alga Scenedesmus armatus depends on the PAR irradiance and CO 2 level. Archives of environmental contamination and toxicology, 47(2):177-184.

Anipsitakis, G.P., Dionysiou, D.D. (2004). Radical generation by the interaction oftransition metals with common oxidants. Environ. Sci. Technol. 38, 3705–3712.

APHA (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC

Banjoo, D.R., Nelson, P.K. (2005). Improved ultrasonic extraction procedure for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments. J. Chromatogr. A.

Boulangé, M., Lorgeoux, C., Biache, C., Saada, A., Faure, P. (2019). Fenton-like and potassium permanganate oxidations of PAH-contaminated soils: Impact of oxidant doses on PAH and polar PAC (polycyclic aromatic compound) behavior. *Chemosphere*, *224*, 437-444.

Brown, R. A., Robinson, D., Skladany, G., Loeper, J. (2004, May). Response to naturally occurring organic material: permanganate versus persulfate. In Proceedings of the Fourth International Conference of Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (Monterey, CA.

Cabanillas, L., Carstens, G., Lovecchio, J.P., Marshall, P., Rebori, L., Soldo, J.C., Vergani, G. (2013). Hidrocarburos Convencionales y no convencionales. Asociación Argentina de geólogos y geofísicos del petróleo, 41-47.

de Souza e Silva, P.T., da Silva, V.L., de Barros Neto, B., Simonnot, M. (2009). Potassium permanganate oxidation of phenanthrene and pyrene in contaminated soils. Journal of Hazardous Materials 168:1269–1273.

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M., Robledo, C.W. (2011) InfoStat Group, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar

Fetzer, J.C. (2000). The Chemistry and Analysis of the Large Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Wiley. Nueva York.

Ferrarese, E., Andreottola, G., Oprea, I. A. (2008). Remediation of PAH-contaminated sediments by chemical oxidation. Journal of Hazardous Materials, 152(1), 128-139.

Flotron, V., Delteil, C., Padellec, Y., Camel, V. (2005). Removal of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons from soil, sludge and sediment samples using the Fenton's reagent process. *Chemosphere*, *59*(10), 1427-1437.

Gaspare, L., Machiwa, J.F., Mdachi, S.J.M., Streck, G., Brack, W. (2009). Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contamination of surface sediments and oysters from the inter-tidal areas of Dar es Salaam, Tanzania. Environmental Pollution, 157(1):24-34.

Hakanson, L., Jansson, M. (1983). Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag, Heidelberg, 316 pp.

Hall, C., Tharakan, P., Hallock, J., Cleveland, C., Jefferson, M. (2003). Hydrocarbons and the evolution of human culture. Nature, 426(6964):318-322.

Huling, S.G., Pivetz, B.E. (2006). In situ chemical oxidation. U.S. Environmental Protection Agency, (EPA/600/R-06/072), 60 pp.

IARC (1983). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 32. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data. World Health Organization, International Agency for Resarch on Cancer. France. 483 pp.

Kulik, N., Goi, A., Trapido, M., Tuhkane, T. (2006). Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by combined chemical pre-oxidation and bioremediation in creosote contaminated soil. J. Environ. Manag. 78:382–391.

Lundstedt, S., Persson, Y., Öberg, L. (2006). Transformation of PAHs during ethanol-Fenton treatment of an aged gasworks' soil. *Chemosphere*, *65*(8), 1288-1294.

Luque-García, J., Luque de Castro, M. (2003). Ultrasound: a powerful tool for leaching. TrAC Trends Anal. Chem. (Reference Ed.) 22, 41–47.

Maassen, S., Uhlmann, D., Roske, I. (2005).Sedimentand pore water composition as a basis for the trophic evaluation of standing waters. Hydrobiologia 543: 55–70.

Montgomery, D. (2004): Diseño y análisis de experimentos. Universidad Estatal de Arizona. 2da Edn. Limusa Wiley, México.

Mora, V.C., Rosso, J.A., Carrillo Le Roux, G., Mártire, D.O., Gonzalez, M.C. (2009) Thermally activated peroxydisulfate in the presence of additives: a clean method for the degradation of pollutants. Chemosphere 75:1405–1409

Munawar, M., Munawar, I.F. (1987). Phytoplankton bioassays for evaluating toxicity of in situ sediments contaminants. Hydrobiologia 149: 87 -105.

Net, S., El-Osmani, R., Prygiel, E., Rabodonirina, S., Dumoulin, D., Ouddane, B. (2015). Overview of persistent organic pollution (PAHs, Me-PAHs and PCBs) in freshwater sediments from Northern France. Journal of Geochemical Exploration, 148:181-188.

Nichela, D., Haddou, M., Benoit-Marquié, F., Maurette, MT., Oliveros, E., García Einschlag, F. (2010).Degradation kinetics of hydroxy and hydroxynitro derivatives of benzoic acid byfenton-like and photo-fenton techniques: A comparative study. Applied Catalysis B: Environmental. 98:171-179.

Ospina-Alvarez, N., Pena, E.J. (2004). Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: algas como bioindicadores. Ata Nova, 2(4):513-517

Peluffo, M. (2016) Remediación de suelos contaminados con hidrocarburos policíclicos aromáticos mediante oxidación química. Dissertation, Universidad Nacional de La Plata

Proyecto FAO UTF ARG 017. "Desarrollo Institucional para la Inversión". Provincia del Neuquén. DT N° 9 "Aspectos Ambientales de la provincia del Neuquén". Organización de las Naciones Unidas para la Alimentacion y la Agricultura.

Ptacnik, R., Lepistö, L., Willén, E., Brettum, P., Andersen, T., Rekolainen, S., Carvalho, L. (2008). Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. Aquatic Ecology, 42(2):227-236.

Ramadass, K., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. (2016). Sensitivity and antioxidant response of Chlorella sp. MM3 to used engine oil and its water accommodated fraction. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 97(1):71-77.

Ren, L., Rabalais, N.N., Turner, R.E., Morrison, W., Mendenhall, W. (2009). Nutrient limitation on phytoplankton growth in the upper Barataria Basin, Louisiana: microcosm bioassays. Estuaries and Coasts, 32(5):958-974.

Richardson, T.L., Pinckney, J.L., Paerl, H.W. (2001). Responses of estuarine phytoplankton communities to nitrogen form and mixing using microcosm bioassays. Estuaries, 24(6):828-839.

Rosso, J.A., Allegretti, P., Mártire, D.O., Gonzalez, M.C. (1999).Reaction of sulphate and phosphate radicals with trifluorotoluene. Journal Chemical Society, Perkin Trans, 2: 205–210.

Rotondo, L., Temporetti, P., Diaz, M., Mora, V. C., Pedrozo, F. (2019). Efectos de la contaminación de sedimentos por HAPs sobre los nutrientes y el crecimiento de scenedesmus quadricauda. In V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (RAGSU)(La Plata, 12 al 14 de junio de 2019).

Salomons, W., De Rooij, N. M., Kerdijk, H., Bril, J. (1987). Sediments as a source for contaminants?. Hydrobiologia, 149(1), 13-30.

Schindler, D., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M., Kasian, E.M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole ecosystem experiment. Proceedings of the Natural Academy of Sciences USA, 105, 11254–11258.

Sibley, P.K., Harris, M.L., Bestari, K.T., Steele, T.A., Robinson, R.D., Gensemer, R.W., Solomon, K.R. (2004). Response of zooplankton and phytoplankton communities to creosote-impregnated Douglas fir pilings in freshwater microcosms. Archives of environmental contamination and toxicology, 47(1):56-66.

Sirguey, C., de Souza e Silva, P.T., Schwartz, C., Simonnot, M. (2008). Impact of chemical oxidation on soil quality. Chemosphere 72:282–289.

Tsitonaki, A., Smets, B.F., Bjerg, P.L. (2008). Effects of heat activated persulfate oxidation on soil microorganisms. Water Res 42:1013–1022.

Upham, B.L., Weis, L.M., Trosko, J.E. (1998). Modulated gap junctional intercellular communication as a biomarker of PAH epigenetic toxicity: structure-function relationship. Environ Health Perspect 106:975–981.

Usman, M., Faure, P., Ruby, C., Hanna, K. (2012). Remediation of PAH-contaminated soils by magnetite catalyzed Fenton-like oxidation. Applied Catalysis B: Environmental, 117, 10-17.

Watts, R. J., Teel, A. L. (2006). Treatment of contaminated soils and groundwater using ISCO. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, *10*(1), 2-9.

Wetzel, R.G., Likens, G.E. (1991). Limnological analyses. Springer verlag, 2nd edn, New York, 1991.391 pp.

Yen, C. H., Chen, K. F., Kao, C. M., Liang, S. H., Chen, T. Y. (2011). Application of persulfate to remediate petroleum hydrocarbon-contaminated soil: feasibility and comparison with common oxidants. Journal of hazardous materials, 186(2-3), 2097-2102.

Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. Organic geochemistry, 33(4):489-515.

GESTIÓN DEL AGUA DE LLUVIA EN LA PARCELA

Perahia R.; T. Lasanta; P. Taroni; H. Beé; L. Arbore

Facultad Regional Gral. Pacheco-UTN , H. Irigoyen 288, Gral. Pacheco, Provincia De Bs As, Argentina
+54 11 4784 2252
raquepera@gmail.com; titolasanta@gmail.com

RESUMEN

Para lograr un buen manejo de las aguas pluviales se requiere de la integración de múltiples disciplinas, la decisión política y el sentido de responsabilidad de la ciudadanía. Por ello esta ponencia plantea como objetivo la gestión del agua de lluvia a nivel parcelario, reduciendo los volúmenes y el caudal arrojados a la red y al medio natural, limitando la impermeabilización del suelo y favoreciendo la infiltración a través de suelo permeable y las cubiertas naturadas. La metodología propone estudiar el Area Metropolitana de Buenos Aires donde se determinará la capacidad de retención del suelo, mediante la aplicación de modelos teóricos conceptuales lluvia-caudal en diferentes situaciones urbanas que se simularan con pruebas en el laboratorio de hidrología de la Universidad Tecnológica Nacional Regional General Pacheco y su posterior validación. Algunas de las soluciones hidráulicas consideradas para palear esta problemática, como redimensionamiento de cunetas, bocas de tormenta, alcantarillas, zanjas, canales abiertos y conductos entubados, son extremadamente costosas y en ciertos casos impracticables- Por ello se analizan las medidas preventivas que desarrollan diversas ciudades, medidas que se complementan con el cuerpo normativo, a fin de atenuar a un menor costo, las inundaciones Los primeros **resultados**, indican la aparición de nuevos indicadores a escala parcelaria como los adoptados por Resistencia, Chaco, que intentan alcanzar un Impacto Hidrológico Cero. En **conclusión**, esta iniciativa favorece el desarrollo y difusión, de las medidas de mitigación temprana de crecidas, como las encaradas en esta investigación, de sistemas de monitoreo y alerta y la elaboración de planes de contingencia frente a desastres provocados por eventos de tormenta extremos.

Palabras Clave Lluvias, Inundaciones, Retardo Temprano,

ABSTRACT

To achieve a good management of rainwater requires the integration of multiple disciplines, political decision and a sense of responsibility of citizenship. For this, rainwater must be managed at the parcel level, reducing the volumes and flow thrown into the network and the natural environment, limiting the waterproofing of the soil and favoring infiltration through permeable soil and natural roofs. The methodology proposes to study the Buenos Aires metropolitan area where the soil retention capacity will be determined, through the application of theoretical conceptual rain-flow models in different urban situations that will be simulated with tests in the hydrology laboratory of the Universidad Tecnológica Nacional Regional General Pacheco and its subsequent validation. Some of the hydraulic solutions considered to tackle this problem that is being avoided, such as resizing of gutters, storm drains, culverts, trenches, open channels and piped conduits, are extremely expensive and in certain cases impractical. For this reason, the preventive measures developed by various cities are analyzed, measures that are complemented by the regulatory body, in order to attenuate floods at a lower cost. The first **results** synthesized in a chart indicate the appearance of new indicators at the parcel scale, such as those adopted by Resistencia, Chaco, which try to achieve a Zero Hydrological Impact cero. In **conclusion**, this initiative favors the development and dissemination of flood mitigation measures such as those addressed in this research, the development of monitoring and warning systems and the preparation of contingency plans against disasters caused by extreme storm events.

Rains, Floods; Early Delay

INTRODUCCION

La práctica habitual de manejo del drenaje urbano en las ciudades ha sido, durante años, alejar lo más rápidamente posible el agua de lluvia a fin de reducir el riesgo de las inundaciones. Los cauces urbanos fueron canalizados y las alcantarillas diseñadas para recibir el agua de escorrentía superficial, solución que, ante el cambio climático y la antropización que modifica el territorio, resultan insuficientes y agravan este riesgo.

Según los expertos el calentamiento global de la atmósfera ha provocado un aumento en la precipitación media anual y en los valores extremos generados por tormentas de tipo convectivo, en la región central y norte de Argentina (Barros, 2006). La frecuencia de eventos que exceden los 100 mm diarios de lluvia se ha triplicado en el centro y este de Argentina durante los últimos 40 años (Barros, 2004).

A esta situación se suma el hecho que los hidrogramas de proyecto utilizados para dimensionar la red de drenaje urbano, derivado a partir de un evento de lluvia con determinado período de retorno (por lo general de 2 a 5 años), quedan desactualizados al aumentar la lluvia efectiva dada la impermeabilización del suelo.

Algunas de las soluciones hidráulicas consideradas para palear esta problemática que se trata de evitar, como redimensionamiento de cunetas, bocas de tormenta, alcantarillas, zanjas, canales abiertos y conductos entubados, son extremadamente costosas y en ciertos casos impracticables.

Este escenario y el riesgo de anegamientos impulsa el estudio de alternativas de atenuación y/o mitigación temprana de inundaciones considerando los patrones de precipitación y las funciones de densidad de las lluvias, a fin de seleccionar la instalación de retención o medidas de control adecuados al régimen de lluvias de diseño.

En la actualidad existe mayor conciencia respecto de un uso sostenible que demanda el manejo racional del agua lluvia. Hoy las premisas son detener, retener, reusar e impulsar acciones in situ, a escala parcelaria para una adecuada gestión del agua de lluvia.

La hidrología urbana actual, además del tradicional sistema de alcantarillado, propone una serie de medidas que tratan de incidir sobre el escurrimiento superficial de una manera integrada, prácticas que suelen agruparse bajo la denominación de Sistemas Urbanos de Drenaje Sustentable y/o sostenible (SuDS) que han sido estudiadas y puestas en práctica en numerosos países europeos y de manera incipiente entre nosotros. Las principales técnicas propuestas por los SuDS son medidas preventivas, superficies permeables, pozos y zanjas de infiltración, depósitos de infiltración, drenes filtrantes o drenes franceses, cunetas verdes, franjas filtrantes, depósitos de detención, estanques de retención y humedales.

Estos sistemas, en la hidrogeología urbana. constituyen una alternativa a los manejos tradicionales dado que, entre sus objetivos plantea reducir volúmenes de escorrentía y caudales pico, procedentes de las zonas urbanizadas, mediante elementos de retención y menos áreas impermeables (Perales Momparler S. et al 2008).

Su implementación tiene por objetivo el manejo racional de los excedentes hídricos, no sólo para el control de inundaciones, sino también para la protección del suelo; busca recuperar la capacidad de infiltración de los suelos, reduciendo el escurrimiento, y de esta manera los procesos de erosión y sedimentación.

Estas son las propuestas de nuestra investigación que se focalizan en el Área Metropolitana de Bueno Aires donde los efectos del cambio climático, sumado al proceso de crecimiento urbano desordenado, el deterioro ambiental, la alteración de las condiciones naturales de drenaje, la impermeabilización del terreno con reducción del volumen de agua

de lluvia que, hasta el presente se infiltraba en la cuenca hídricas, intensifican el problema de las inundaciones (Perahia. R y Lasata T. 2019).

En esta región se advierte que los esfuerzos aislados orientados a resolver aspectos críticos de la problemática hídrica todavía no forman parte de un plan integral, no hay un manejo a escala local, de los excesos pluviales y de planes de contingencia, frente a desastres provocados por tormentas extremas.

En esas circunstancias la responsabilidad es encarada por comisiones de emergencia, que surgen como respuesta política frente a una situación extrema, comisiones que a veces se desactivan cuando se apaciguan los reclamos de los afectados. Esto retarda la formulación de políticas públicas permanentes en relación a un sistema de gestión integrada del agua.

Frente a esta problemática cuando recorremos la bibliografía se percibe que, actualmente con conflictos similares al Área Metropolitana de Buenos Aires, son numerosas las ciudades que trabajan por la rehabilitación de sus cuencas, al tiempo que establecen sistemas superficiales para el acopio en origen, y la conducción de las aguas de lluvias. A este respecto son destacables proyectos realizados en ciudades como Bélgica, Copenhague, Hamburgo, otras, en las que se han explorado alternativas creativas para la gestión superficial de las aguas lluvias

Entre esos antecedentes internacionales de adaptación al cambio climático y el manejo del agua de lluvia resulta de particular interés, por su potencial implementación, la iniciativa desarrollada por los municipios canadienses incluida en la guía ¨Canadian Communities Guidebook for Adaptation to Climate Change. Including And Approach to Generate Mitigation Co-Benefits in the Context of Sustainable Development¨ (Bizikova, L.; Neal, T.; Bourton, L. 2008) que integran la actual gestión del drenaje urbano, al proceso de planificación proponiendo medidas como:

- El uso de infraestructura verde en áreas urbanas para atenuar los caudales mínimos y limitar inundaciones repentinas: como espacios abiertos, arboles, parques, jardines, techos verdes, etc.
- La incorporación de pavimentos porosos.
- La preservación de los usos del suelo de riesgos de inundación
- La compensación financiera a agricultores que prestan servicios azules al permitir que sus tierras agrícolas puedan ser inundadas
- La recreación de llanuras de inundación funcionales
- El introducir la evaluación participativa de riesgos como parte del planeamiento a largo plazo, del desarrollo local y regional
- Reconocer en el proceso de planificación, la mayor frecuencia de eventos extremos para promover la resiliencia de la comunidad a largo plazo.

En países europeos como Dinamarca se estableció “el drenaje local del agua de lluvia”, mientras que en Suecia se impuso “la disposición local de aguas de lluvias”. Con respaldo, en la normativa local que implementa el manejo del agua de lluvia a escala parcelaria, ambas entrañan una misma y única idea: cada predio, lote o parcela debe gestionar sus aguas pluviales in situ.

Así las autoridades de las ciudades danesas y suecas exigen que los proyectos, sean arquitectónicos o urbanos, cuenten con los sistemas necesarios para la gestión in situ del recurso pluvial. De este modo, se evitan excedentes en el sistema y el volumen de las escorrentías pluviales se minimiza significativamente. En estas soluciones parte del volumen

de las aguas pluviales urbanas se gestiona en suelos de propiedad privada, y esa gestión es responsabilidad exclusiva de sus propietarios.

Es de señalar que entre nosotros, en la actualidad, ya no se ejecutan elementos de mitigación de crecidas, como reservorios y/o pequeños dispositivos de retención, en los conductos de descarga de aguas pluviales como se hacía tradicionalmente, debido tal vez al desconocimiento sobre su existencia y aplicación y/o al abandono de esa práctica.

En relación al marco regulatorio, comienzan a aparecer algunas leyes y ordenanzas a escala municipal que impulsan actuaciones similares a las europeas como las que se observan en CABA (Ley 4428/12) Córdoba (Código de Edificación, 7/2016), Trávelin (Código de planeamiento urbano, 2007), Resistencia (Ordenanza N°8775, 18/12/2007) otros, que son objeto de nuestro análisis. Sin embargo de las analizadas hasta el presente, salvo la ordenanza de Resistencia, la más completa en cuanto a especificaciones técnicas, las restantes no fomentan el control del agua de lluvia a escala parcelaria..

En síntesis, la actual situación de las ciudades y el riesgo de las inundaciones requiere pasar de un urbanismo, hoy escasamente regulador, a otro que integre los temas ambientales en la planificación territorial ante la variedad de los posibles escenarios futuros de cambio climático.

El territorio es un sistema que manifiesta el estilo de desarrollo, en el que se articulan el medio físico, la población y sus actividades, su modelo organizativo en el espacio y en el tiempo y el marco legal e institucional que administra las reglas de funcionamiento (Gómez Orea, 1999).

Por ello esta investigación “Propuesta de alternativas de atenuación temprana de las precipitaciones, a escala parcelaria, en la gestión de los excedentes hídricos en el Área Metropolitana de Buenos Aires proyecta analizar y desarrollar con medidas preventivas (primer paso a toda solución) alternativas de control y gestión de precipitaciones a nivel parcelario que pueden complementarse a través de un cuerpo normativo apropiado, a fin de atenuar, a un menor costo y con la participación de los actores locales, el impacto de aquellos eventos que superan las estimaciones de cálculo y las hipótesis de recurrencias empleadas para dimensionar las tuberías y canales convencionales.

OBJETIVOS

Abordar soluciones sustentables en el control de inundaciones, analizando posibles estrategias de gestión del agua de lluvia a escala de la/s parcelas, compartiendo acciones y recursos públicos y privados.

METODOLOGÍA

El estudio se lleva a cabo en el Area Metropolitana de Buenos Aires donde se determina la capacidad de retención del suelo, mediante la aplicación de modelos teórico conceptuales lluvia-caudal, en diversas situaciones urbanas, y el estudio de la sensibilidad de respuesta del sistema de retención adoptado.
Para su análisis se simulan ensayos de los eventos hídricos, sobre modelos físicos en el laboratorio de hidrología de la Universidad Tecnológica Nacional Facultad Regional General Pacheco. Con los datos de los ensayos con lisímetros y simuladores de lluvia, y con la evidencia de lo ocurrido en cada evento, se validan los sistemas de retención propuestos. En la Figura 1 se observa la construcción in situ del lisímetro, dispositivo que sirve para medir la infiltración.

Figura 1: Construcción del lisímetro.

En paralelo, y a fin de gestionar la lluvia allí donde cae (in situ), también denominada gestión en origen, se analizan las soluciones sustentables que impulsan las administraciones en el marco de una planificación territorial integrada en Argentina y en el extranjero. Siendo los casos de estudio a nivel internacional: Bruselas, Copenhague, Suecia, Canadá, y a nivel local: CABA, Resistencia, Rosario, Trelew, Córdoba entre otros. Tal como se sintetiza en tabla adjunta, hasta el presente se avanza en el análisis del marco regulatorio a escala nacional de esas localidades.

Para completar el análisis se estudiará la conveniencia de aplicar elementos de retado tales como depósitos individuales por parcela, en los techos, tinglados y cubiertas y techos verdes formados por cubiertas naturadas realizadas con paquetes específicos de capas de tierra y vegetales diseñados al efecto. Se entiende por cubierta naturada, la cubierta de un edificio que está parcial o totalmente cubierta por vegetación ya sea en suelo o en un medio de cultivo apropiado.

RESULTADOS

Los primeros resultados señalan que, como parte de los instrumentos de gestión urbanística se incorporan, a los conocidos FOS (Factor de ocupación del suelo) y FOT (Factor de ocupación total), el FAP (Factor de permeabilidad) (Secretaría de Asuntos Municipales 2015) que se define como la superficie de la parcela que debe permanecer libre de cualquier cobertura impermeable permitiendo la libre entrada del agua al suelo. Este indicador, que ha comenzado a considerarse en la gestión urbanística regularía la permeabilidad del suelo como complemento de los indicadores de tejido urbano mencionados (densidad / FOS / FOT) actualmente en uso en la mayoría en los códigos de planeamiento. También se observa la aparición de nuevas regulaciones como las adoptadas por Resistencia, Chaco, que intentan alcanzar un Impacto Hidrológico Cero en la parcela para la superficie total construida. Orientadas a la mitigación de las inundaciones se incorporan el FIS (Factor de Impermeabilización del Suelo) y el FIT (Factor de Impermeabilización total), el FIS representa el grado de impermeabilización o superficie no absorbente del suelo. Este valor resulta de dividir la superficie total construida en la parcela conformada por cubiertas y pisos, en proyección horizontal, por la superficie total del terreno. El FIT que representa el grado de impermeabilización o superficie no absorbente total, resulta de dividir la superficie total construida en la parcela (la suma de las superficies cubiertas de cada nivel) más la superficie de pisos no cubiertos, por la superficie total del terreno.

La ordenanza indica que el pico del hidrograma generado con el FIS y FIT propuestos no podrá superar en más de un 10% el pico del hidrograma generado con el FIS y FIT anterior de modo que con esa impermeabilización, el 90% del agua de lluvia es retenido en la parcela. Se verifica así que la obra produzca impacto hidrológico cero.

Cuando el FIS y FIT no cumplen con esos valores, debe resolverse la impermeabilización antes de ejecutar la obra. No indica la modalidad, queda librada al proyecto, pero establece que antes de ejecutar la obra el terreno debe tener un FIT y FIS aceptable, para lo cual habrá que aumentar el área permeable.

Si se cumple FIT menor o igual que 4 FIS y FIS menor o igual que FOS, entonces se asume impacto cero. Si no se cumple FIT menor o igual que 4 FIS y FIS menor o igual que FOS, entonces se deben instalar dispositivos de retardo en la parcela para cumplir con el impacto cero

El conjunto del marco regulatorio para el de control del agua de lluvia, a escala nacional analizado hasta el presente se resume en la Tabla 1: Marco regulatorio a escala nacional.

Tipo	Número	Provincia	Tipo de aplicación	Lugar Aplicación	Año	Especifica el tipo de retención	Dispone	Resumen
Ordenanza	8775	Chaco	Municipal	Resistencia	2007	NO	Prever dentro de cada parcela, dispositivos o mecanismos atenuantes del efecto producido por las precipitaciones intensas.	Define un factor de impermeabilización obligatorio (del suelo - FIS y Total – FIT). Se deber realizar una evaluación hidrológica (por profesional matriculado habilitado), Si FIT < 4 FIS.
Ordenanza	12548	Córdoba	Municipal	Ciudad de Córdoba	2019	SI	Muro y/o techo verde (algunos casos aljibe o estanque)	Plantea la obligación de aplicación de cubiertas y/o muros verdes en las zonas de mayor densidad poblacional. Aquellos que tengan la obligación de aplicarlo y no lo hagan, o no cumplan con su correcto mantenimiento o lo saquen, recibirán una multa que deberán pagar. Aquellas personas que lo implementen voluntariamente recibirán un incentivo de carácter impositivo, y aquellas personas que se vean obligadas a aplicarlo recibirán un beneficio también de carácter impositivo. Se debe poseer un permiso para la construcción de cubierta y/o mucho verde, accediendo a el mediante la presentación de diversos documentos.
Odenanza	5302/16	Buenos Aires	Municipal	Escobar	2016	SI	Una cisterna y/o tanque y/o reservorio y/o cuenca.	Aplicable a todo establecimiento industrial y/o comercial. Cuya superficie sea igual o mayor de 1.000 m². Construcción de reservorio capaz de almacenar el producto de los primeros 40 (cuarenta) minutos de lluvias intensas. El sistema de almacenamiento propuesto será aprobado por la Dirección General de Hidráulica y Saneamiento.
Decreto	55	Neuquén	Municipal	Ciudad de Neuquén	2018	NO	No fomenta el uso del techo verde, ni dispositivos de retención.	Aprueba la reglamenación de la ordenanza N° 12875 que habla sobre techos verdes y superfcies cubiertas de vegetación. Detalla los elementos que componen una cubierta verde. Plantea la obligación del mantenimiento de la cubierta verde (la Municipalidad realizara controles y auditorias durante y luego de su construcción).

Tabla 1: Marco regulatorio a escala nacional.

Tal como se observa la mayoría de la normativa analizada corresponde a ordenanzas de carácter local elaboradas a partir del 2007 y en especial después del 2015. En términos generales esas normas, no especifican el tipo de dispositivo de retención a utilizar.

La ordenanza elaborada por la ciudad de Resistencia, Chaco, es la más completa de las analizadas hasta la fecha.

CONCLUSIONES

Si bien este proyecto de investigación está en sus inicios podemos concluir que:

- Para lograr un buen manejo de las aguas pluviales se requiere de la integración de múltiples disciplinas, la decisión política y el sentido de responsabilidad de la ciudadanía

- Así al gestionar el agua de lluvia a nivel parcelario, es posible sensibilizar e involucrar los diferentes actores en el territorio de modo que estas acciones pueden ser ejecutadas en las parcelas por los privados, y/o en el espacio público por el municipio, reduciendo los volúmenes y el caudal arrojados a la red y al medio natural, limitando la impermeabilización del suelo y colaborando con la infiltración a través del suelo permeable y las cubiertas naturadas.

Favorece esta iniciativa el desarrollar y difundir, desde la Universidad, las medidas de mitigación de crecidas como las encaradas en esta investigación y el desarrollo de sistemas de monitoreo y alerta y la elaboración de planes de contingencia frente a desastres provocados por eventos de tormenta extremos.

REFERENCIAS

Barros V. 2006. “El Cambio climático Global”. 2ª edición 2006. Ed, Libros del Zorzal, Buenos Aires.

Barros V. 2004. “Tendencias climáticas en la Argentina: precipitación”. Proyecto Agenda Ambiental Regional

Bizikova, L.; Neal, T.; Bourton, L. 2008. Canadian Communities Guidebook for Adaptation to Climate Change. Including And Approach to Generate Mitigation Co-Benefits in the Context of Sustainable Development¨

Código de planeamiento ambiental ciudad de Resistencia (ordenanza 8775,18/12/2007)

Gómez Orea D.. 1999. Evaluación de Impacto Ambiental; un instrumento preventivo para la gestión ambiental. Ediciones Mundo-Prensa y Editorial Agrícola Española, S. A. Madrid.

Secretaria de Asuntos Municipales. 2015 Guía de instrumentos urbanísticos. Ministerio del Interior y Transporte. http://www.mininterior.gov.ar/municipios

Perahia R. y Lasanta T. “Manejo sustentable del agua de lluvia”. libro digital. Editorial Edutecne ISBN 978 987 4998 47 7, 39 págs.

Perales Momparler S.; Andrés-Doménech I. y Fernández Escalante A. (2008): “Los sistemas urbanos de drenaje sostenible (SUDS) en la hidrogeología urbana”. IX Simposio de Hidrogeología: Asociación Española de Hidrogeólogos. Disponible en: http://www.dina-mar.es/pdf/6-if-suds-2.pdf. Elche, España, pp. 545-555.

REVISIÓN DE TENDENCIAS GLOBALES DE CAPTACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE AGUAS DE LLUVIA EN ZONAS URBANAS

Villanueva D. G.; Alonso F.J.

Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales,
Universidad Nacional de Córdoba
daniela.villanueva@unc.edu.com

Resumen

La Organización de las Naciones Unidas señaló que el 54% de la población mundial vive en ciudades, y que para el año 2050 la cifra será de 66%. El aumento de la población demanda nueva infraestructura, la cual hoy es principalmente de tipo convencional. El crecimiento de la población, el cambio climático y la creciente presión sobre los recursos hídricos evidencian la urgencia de adoptar prácticas urbanas de gestión del agua más sostenibles. Las instalaciones sanitarias del edificio pueden ser una oportunidad para incorporar los cambios que la ciudad sostenible demanda, con el diseño que permita aprovechar los recursos disponibles, protección ambiental y mejor calidad de vida, creando entornos urbanos más saludables. El trabajo presenta una revisión preliminar de antecedentes relativo a metodologías de captación y aprovechamiento del agua de lluvia en zonas urbanas a nivel de tendencias globales en los cinco continentes. La investigación evidencia que la cosecha de agua de lluvia favorece los servicios ecosistémicos en ambientes urbanos, pero requiere involucrar a los usuarios para garantizar la demanda inteligente y el uso racional. El análisis de los antecedentes permite concluir que existe una evidente voluntad política global de llevar a cabo medidas concretas en la implementación de políticas sustentables del uso del agua, orientadas a exigir cambios en las prácticas constructivas edilicias, con el propósito de impactar notoriamente en el ahorro de agua y en la reducción de los caudales escurridos.

Palabras clave: Uso sostenible del agua; Recolección agua lluvia

ABSTRACT

The United Nations noted that 54% of the world's population lives in cities, and by 2050 the figure will be 66%. The increase in population demands new infrastructure, which today is mainly of a conventional type. Population growth, climate change and increasing pressure on water resources highlight the urgency of adopting more sustainable urban water management practices. The building sanitary facilities can be an opportunity to incorporate the changes that the sustainable city demands, with the design that allows to take advantage of the available resources, environmental protection and better quality of life, creating healthier urban environments. The paper presents a preliminary background review of rainwater harvesting and use methodologies in urban areas. Research shows that rainwater harvesting favors ecosystem services in urban environments, but requires involving users to ensure smart demand and rational use. The analysis of the antecedents allows to conclude in a preliminary way that slight changes in building construction practices have an impact on water savings and on the reduction of drained flows.

Keywords: Sustainable water use; Rainwater harvesting

INTRODUCCIÓN

En 2018, aproximadamente el 55,3% de la población mundial vivía en asentamientos urbanos. Para 2030, se proyecta que las áreas urbanas albergarán el 60% de personas en todo el mundo. Comprender las claves de las tendencias en la urbanización que probablemente se desarrollarán en los próximos años es fundamental para la implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, incluido el Objetivo de Desarrollo Sostenible 11, para hacer ciudades y asentamientos humanos inclusivos, seguros, resilientes y sostenible (ONU, 2018). El crecimiento de las ciudades demanda nueva infraestructura. En particular, la provisión de agua potable se obtiene, normalmente, de fuentes alejadas de las ciudades, que en algunos casos recorren cientos de kilómetros hasta los puntos de consumo. Una vez en los edificios, las instalaciones sanitarias captan esa agua y la conducen a los distintos puntos de consumo. Por su parte, los desagües pluviales y cloacales, se colectan dentro del edificio para conducirlos a lugares alejados por la calidad deteriorada del recurso. Los planes urbanos limitan el consumo de agua, lo que repercute en la disminución de los efluentes cloacales y limitan la descarga pluvial a la salida de la parcela. Por lo tanto, es el edificio el responsable y actor principal para gestionar el agua en la ciudad (de Gouvello, 2016).

El crecimiento de la población, el cambio climático y la creciente presión sobre los recursos hídricos evidencian la urgencia de adoptar prácticas urbanas de gestión del agua más sostenibles (Elder et. al., 2019). Las instalaciones sanitarias del edificio pueden ser una oportunidad para incorporar los cambios que la ciudad sostenible demanda, con el diseño que permita garantizar un suministro de agua limpio y seguro, aprovechar los recursos disponibles, protección ambiental y mejor calidad de vida, creando entornos urbanos más saludables.

La cosecha de agua de lluvia consiste en su recolección y almacenamiento. En la ciudad se puede retener en almacenamientos que posibiliten dos acciones fundamentales, la primera restaurar procesos hidrológicos naturales como la infiltración, la evapotranspiración y la recarga de acuíferos (Domenech, 2018) y la segunda retener el agua precipitada de cada vivienda para hacer el uso del recurso eficiente, equitativo y seguro. La primera acción se realiza empleando técnicas de drenaje urbano sostenible, mientras que la segunda utiliza la técnica de recolección de agua de lluvia que se ha utilizado desde la antigüedad. Este último, consta de tres elementos básicos: el sistema de recogida, el sistema de transporte y el sistema de almacenamiento, para uso doméstico (UNEP-DTIE-IETC,2002)

COSECHA DE AGUA DE LLUVIA

Satisfacer la demanda de agua de manera que no exacerbe los impactos negativos en los ecosistemas es el desafío que enfrentan las ciudades. Al mismo tiempo, el ciclo global del agua se está intensificando debido al cambio climático. La naturaleza juega un papel único y fundamental a la hora de regular las diferentes funciones del ciclo del agua, en el que puede actuar como regulador, limpiador y/o proveedor de agua. Los procesos ecológicos en el paisaje influyen en la calidad del agua y la forma en que se mueve a través de un sistema, así como en la formación del suelo, la erosión y el transporte y el depósito de sedimentos, todo lo cual puede ejercer una influencia importante en la hidrología (ONU, 2018). La ciudad, actualmente se basa en la infraestructura gris, es decir red de servicios públicos como carreteras, puentes, y otras instalaciones que permitan el desarrollo normal de la industria y la economía de una región o un país, esta infraestructura para el caso de los desagües pluviales y cloacales ofrece cómo única solución a los excedentes hídricos de las aguas de lluvia, la red de tuberías que objetiva el desecho de la misma tan rápido como

sea posible. Estos sistemas, actualmente presentan cuestionamientos desde la sostenibilidad y adaptación al cambio climático. Con el crecimiento de las ciudades, los diámetros de tuberías quedan obsoletos, por lo que emerge como necesario compensar la impermeabilización de los suelos y controlar el consumo de agua. Esta situación pone de manifiesto la necesidad de reformular nuestros patrones de comportamiento con la naturaleza. La infraestructura verde utiliza sistemas naturales o seminaturales para proporcionar opciones de gestión de los recursos hídricos, que redunda en una mayor retención de agua en el paisaje, permitiendo la gestión y el uso del agua para múltiples propósitos. Estas propuestas ofrecen una solución viable, por ejemplo, en la recarga de acuíferos, disminución del caudal pico y demora el tiempo de escurrimiento superficial frente a precipitaciones promedio, como así también frente a grandes eventos. Otros aportes de esta gestión se manifiestan en el uso del recurso de manera eficiente, más equitativo y seguro; la restauración del paisaje para luchar contra la degradación de la tierra y la desertificación e indirectamente mejora el bienestar de la población, favoreciendo espacios de recreación, hábitat de especies autóctonas que mejoran la biodiversidad y embellecimiento de la ciudad. Todos los sistemas mencionados constituyen los servicios ecosistémicos que la naturaleza brinda de manera que sin estos servicios se empobrece la calidad del aire agua y suelo. La cosecha de agua de lluvia favorece los servicios ecosistémicos en ambientes urbanos, pero requiere involucrar a los usuarios para garantizar la demanda inteligente y el uso racional.

EXPERIENCIAS EN EL MUNDO

Un modo de establecer patrones de comportamiento global en relación al tópico planteado en los párrafos anteriores, consiste en llevar a cabo una revisión de la situación a nivel global. A los fines de comenzar con este estudio, se abordó, en este trabajo, una caracterización de las acciones emprendidas en los diversos bloques continentales del planeta.

Asia cuenta con el mayor porcentaje de habitantes del mundo, es el pionero en incorporar esta técnica a las edificaciones de sus ciudades por la escasez del recurso. En Singapur, el 86 % de los edificios de departamentos cuentan con techos especialmente diseñados para la captación de aguas de lluvia que son almacenadas en cisternas separadas (León et. al.,2016). En India está bien reglamentada para grandes ciudades como Nueva Delhi, Chennai, Indore, Kampur, donde la recolección de agua de lluvia es obligatoria para dar respuesta a la escasez y contaminación del recurso. En Tokio se promueve la recolección y la utilización de agua de lluvia. En esa ciudad, más de 750 edificios públicos y privados utilizan sistemas para la recolección y uso del recurso pluvial. En Singapur, la mayoría de las personas vive en grandes edificios, y desde 1986 se reconoció formalmente la escasez del recurso, y por lo tanto se implementó la captación de agua de lluvia. La mayoría de esta agua, captada en zonas urbanas, presenta un considerable control sobre la contaminación y para ello se aplican tecnologías que aseguren su calidad (Ballén, et. al., 2006).

Oceanía presenta similares problemas que los registrados en Asia por la superpoblación de las ciudades. Por esta razón, han perfeccionado la técnica de recolección especialmente haciendo hincapié en el diseño del tanque de almacenamiento que es el que se lleva la mayor incidencia en los costos de instalación del sistema. En Australia, la captación de agua de lluvia se ha convertido en un requisito y la instalación de tanques para almacenar el recurso pluvial es obligatoria en las nuevas construcciones (Monzur et. al., 2011).

En **África** es difícil su implementación por las bajas precipitaciones frente a la disponibilidad de materiales para la captación. Hay algunos antecedentes implementados

por iniciativa de distintos organismos, como ONU, Grupo de Cooperación Sistemas de Agua y Saneamiento (GCSASD) y la empresa social YOW.

Europa tiene el valor más alto en el costo del agua, especialmente en Dinamarca y Alemania. Este último es el país que presenta mayor grado de desarrollo en técnica para usos no potables. A modo ejemplificativo, el complejo edilicio residencial Daimler Chrysler Potsdamer Platz, en Berlín, conformado por 19 edificios, capta el agua de lluvia caída sobre techos y la almacena en un tanque subterráneo que tiene capacidad para 3.500 m^3. Esta agua se aprovecha para la descarga de inodoros, riego de zonas verdes (incluyendo los techos con cubierta vegetal) y la reposición de un estanque artificial. Este sistema, junto con el de otros edificios como Aeropuerto de Frankfurt y la Universidad Técnica de Darmstadt, entre muchos, permiten controlar las inundaciones urbanas, reducir el vertido de aguas contaminadas a los cauces naturales y crear un mejor micro clima en la ciudad (Ballén et al., 2006). En Reino Unido por el estrés hídrico se ha propuesto el objetivo de reducir gradualmente el consumo de agua de 150 litros por persona a 80. Además, la captación de lluvia se propone como una medida para prevenir inundaciones ya que, al aprovechar el agua pluvial en distintos puntos, se evita que gran parte del líquido escurra por las calles y sature los drenajes, provocando problemas. El aprovechamiento de agua de lluvia se ve como uno de los principales recursos alternativos para suministrar agua de calidad suficiente en aquellos usos en lo que no se aplique el consumo de agua y requiera menos tratamiento que el reciclaje de aguas grises. En Inglaterra se creó la Asociación para la cosecha de agua (por sus siglas en inglés UKRHA), que lucha por generar leyes y negociar con los entes de gobierno, para mostrar los beneficios de promover esta solución y de aplicar nuevas tecnologías que permitan el aprovechamiento del recurso pluvial. De igual forma, están trabajando constantemente en garantizar que se cumpla la calidad del recurso pluvial, para que no vaya a afectar la salud de la población. En Francia, se define la técnica como una retro innovación complementaria a la infraestructura gris pero virtuosa respecto a lo ambiental. Es impulsada por los estándares que integran la práctica como objetivo explícito y posteriormente por el decreto del 2008 que recomienda su implementación desde la captación de techos accesibles para usos no potables (de Guvello et. al., 2014). Un aporte interesante para el diseño del volumen de almacenamiento surge de un estudio que se realizó sobre dos casos en Portugal, una vivienda y un edifico público. Este estudio, demuestra que el dimensionamiento del volumen de almacenamiento cuando se realiza una simulación diaria es el criterio de Eficiencia de consumo de agua para usos no potable del 80%, una vez que tenga la mejor relación Ahorro Económico / Coste de instalación. También muestra que la implementación del sistema de captación de agua de lluvia en la vivienda no es una inversión factible en términos de ahorro económico, presentando un tiempo de recuperación que no es factible. El edificio público estudiado también presenta un largo tiempo de recuperación, pero se considera un sistema factible, una vez que su tiempo de recuperación se alcanza durante la vida útil del edificio (Santos et. al, 2013).

En **América**, su implementación también se remonta a los pueblos originarios. Recientemente se destaca el impulso en Brasil de su recolección por la normativa actualizada NBR 15.527 de 2017 que brinda incentivos fiscales al uso eficiente del recurso. En el Instituto María Auxiliadora de Caldas en Colombia se desarrolló un proyecto tendiente a utilizar el agua lluvia como ahorro de agua potable (Palacio Castañeda, 2010). En México, se recomienda la cosecha para hacer frente a la contaminación del recurso y la escasez y aridez de la zona. Se han realizado como proyecto específico para una comunidad y se analizó el costo-beneficio, en donde hasta ahora la captación de agua de lluvia se perfila como una solución sustentable al uso eficiente del agua, como es el caso de los municipios de Bermejillo y Mapimí, Durango, y el municipio de Mazapil, Zacatecas (Acosta, et.al., 2018). Un aporte interesante se da en la ciudad de Tucson en Arizona donde su implementación, primero por interés de un grupo para posteriormente institucionalizarlo, modificó el paisaje urbano de la ciudad, se aumentó la sombra y se redujo la inundación. Esta experiencia demuestra la importancia de comprometer a los usuarios porque son ellos los principales

gestores del recurso, así mismo se manifiesta la necesidad de un estado que legalice la práctica y brinde incentivos y financiamiento para que la práctica sea aceptada por la mayoría (Elder et. al.,2019). En Argentina se fomenta su uso en respuesta a la construcción de ciudades sostenibles, se evidencia la incorporación de esta técnica en el Código de edificación de la ciudad de Buenos Aires Ley 4237/12 y 5452 Anexo año 2018 y Ordenanza N.º 12548 de la ciudad de Córdoba, que obliga a la instalación de terrazas y muros verdes en los edificios de la ciudad (Lizarraga, et al., 2013) que comprenden la denominada isla de calor, causada por la densidad edilicia y la falta de espacios verdes. Por esta razón, se estima que en el centro de Córdoba hay entre seis y siete grados más que en la periferia. En esta ordenanza se recomienda el uso de técnicas de captación de agua de lluvia para el riego de estos espacios. Posteriormente se reglamentó con Decreto 3345/19, en noviembre de 2019.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La investigación de recolección y almacenamiento de agua de lluvia en zonas urbanas representa el creciente interés mundial en incorporar ese milenario recurso a las ciudades favoreciendo su desarrollo sostenible como un simple aporte a la gestión del recurso. En este trabajo se realizó una revisión de los antecedentes relacionados con metodologías llevadas a cabo con ese propósito a nivel mundial. Si bien, la revisión se llevó a cabo a nivel de continente, poniendo por casos situaciones puntuales de algunos países integrantes que están a la vanguardia de este desarrollo, fue posible extraer una visión global del vector de acción que sigue el planeta en este sentido. En todos los casos se detectó que, en la gestión de la disponibilidad, la calidad y los riesgos relacionados con el agua y su variabilidad frente al cambio climático, es clave involucrar a los usuarios en los niveles de capacitación, identificación de riesgos y planificación. Implica un trabajo social comunitario que, muchas veces, surge de la comunidad, pero es imprescindible un marco regulatorio que institucionalice y controle su implementación. Se recomienda, sin embargo, llevar adelante esta investigación de modo más específico a nivel de división política de naciones, y establecer en este sentido una caracterización más precisa desde el punto de vista geográfico, que permita vincular los diversos desarrollos con sus propias características y pautas culturales que reflejen su realidad. El análisis de los antecedentes permite concluir que existe una evidente voluntad política global de llevar a cabo medidas concretas en la implementación de políticas sustentables del uso del agua, orientadas a exigir cambios en las prácticas constructivas edilicias, con el propósito de impactar notoriamente en el ahorro de agua y en la reducción de los caudales escurridos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta S., Quiroa Herrera J., Villanueva Solis J. (2018). Captación de agua de lluvia: tipos, componentes y antecedentes en zonas áridas de México como estrategia de uso sustentable. Universidad Autónoma de Coahuila.

Ballén, J. A; Galarza, M. A., & Ortiz, R. O. (2006). Historia de los sistemas de aprovechamiento de agua lluvia. Simposio llevado a cabo en el VI Seminário Iberoamericano sobre Sistemas de Abastecimento Urbano de Água (SEREA), Joao Pessoa, Brasil.

de Gouvello B., Gerolin A. y Le Nouveau N. (2014). Artículo: Captación de agua de lluvia en zonas urbanas: cómo lo hacen los extranjeros ¿Las experiencias mejoran el enfoque francés? Revista Ciencia Agua y tecnología IWA, págs.569-576.

de Gouvello, B. (2016) El edificio, coproductor de la gestión sostenible del agua en la ciudad. Artículo Publicado en "CONSTRUCTIVE", 43, Las promesas del agua, págs. 59-62.

Doménech, A. (2018) El drenaje urbano sostenible Un cambio de paradigma en la gestión del agua en la ciudad. VII Jornada Agua y Sostenibilidad SUDS: retos y oportunidades para una mejor gobernanza del agua en las ciudades. Murcia.

Elder A., Gerlak, A. (2019) Interrogantes a la recolección de agua de lluvia como urbanismo informal. Artículo publicado en Geoforum 104, págs.46-54. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2019.06.007

León A., A.; Córdoba R., J.C. y Carreño S., U.F. (2016). Revisión del estado de arte en captación y aprovechamiento de aguas lluvias en zonas urbanas y aeropuertos. Revista Tecnura, 20(50), 141-153. doi: 10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.4.a10.

Lizarraga, S. B., Alonso, F. J., Li Gambi, J. A., Ferreyra, O. E., Barchiesi, G. M., Novillo Ferrer, N. (2013). Una revisión de la legislación asociada al uso eficiente del agua en los edificios. Primer Congreso Iberoamericano de Protección, Gestión, Eficiencia, Reciclado y Reúso del Agua. Primer Seminario de universalización del acceso al agua apta para el consumo humano. Córdoba.

Monzur, A. I., Abdallah, S., Ataur, R., & Amimul, A. (2011). Optimización del diseño de tanques de agua de lluvia desde techos grandes: un estudio de caso en Melbourne, Australia. Recursos, conservación y reciclaje, 55, 1022-1029.

Palacio-Castañeda, N. (2010). Propuesta de un sistema de aprovechamiento de agua lluvia, como alternativa para el ahorro de agua potable, en la institución María Auxiliadora de Caldas. Trabajo de Monografía para optar al título de Especialista en Manejo y Gestión del Agua. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.

Santos C., Imteaz M.A., Ghisi E., Matos C. (2020) El efecto del cambio climático en la recolección de agua de lluvia doméstica. Artículo publicado en Science of the Total Environment 729. 138967. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138967

Santos, C., Taveira-Pinto, F. (2013). Análisis de diferentes criterios para dimensionar los tanques de almacenamiento de agua de lluvia utilizando métodos detallados. Recursos, conservación y reciclaje 71 (0), 1–6. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.11.004

United Nations, (2018). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. The World's Cities in 2018—Data Bookl.et (ST/ESA/ SER.A/417).

United Nations, (2018). Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua. Informe 2018.

UNEP-DTIE-IETC. (2002). Gobierno de la ciudad de Sumida. Libro Aprovechamiento y utilización del agua de lluvia, un enfoque ambientalmente racional para gestión sostenible del agua urbana. Una guía introductoria para tomadores de decisiones.

3- Tratamiento y depuración.

- NITRIFICACIÓN HETEROTRÓFICA AERÓBICA DE EFLUENTE MODELO DE INDUSTRIA LÁCTEA EN REACTOR GRANULAR Y COMPOSICIÓN MICROBIANA MEDIANTE SECUENCIACIÓN DE ÚLTIMA GENERACIÓN.
- DESARROLLO DE UNA PLANTA PARA LA OBTENCIÓN DE AGUA LIBRE DE ARSÉNICO.
- PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROOXIDACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PESQUERA.
- DEGRADACION DE ÁCIDO ACETIL SALICÍLICO POR PROCESOS FENTON EN AGUAS DE UN LAGO ÁCIDO NATURAL. INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN.
- FITOEXTRACCIÓN, UNA ALTERNATIVA ECOLÓGICA PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA.
- REMOCIÓN DE FLUORUROS EN AGUA EMPLEANDO TiO2 . ESTUDIO TEÓRICO EXPERIMENTAL.
- REDUCCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EMPLEANDO PELÍCULAS DE DIÓXIDO DE TITANIO CRECIDAS POR ARCO CATÓDICO DOPADAS CON NITRÓGENO.
- APLICACIONES Y TENDENCIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON ARSÉNICO: EXTRACCIÓN A PARTIR DE ALUMINOSILICATOS MODIFICADOS.
- PRODUCTOS FARMACÉUTICOS COMO IMPORTANTES CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL AGUA, LA ADSORCIÓN BASADA EN PET RECICLADO COMO ALTERNATIVA DE REMOCIÓN.
- EVALUACIÓN DEL AUMENTO DEL CAUDAL DE PRODUCCIÓN EN EL FUNCIONAMIENTO DE UNA PLANTA POTABILIZADORA DE BAJA CAPACIDAD.
- COMPLEMENTARIEDAD DE FANGOS ACTIVOS Y ALGAS DE AGUA DULCE PARA LA DEPURACIÓN DE EFLUENTES MUNICIPALES.
- ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RENDIMIENTO DE PROTOTIPOS DE DESTILADORES SOLARES CON REFORMAS CONSTRUCTIVAS.
- ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES, EMPLEANDO CATALIZADORES DE NANOPARTICULAS DE COBRE SINTETIZADAS POR MÉTODOS VERDES Y SOPORTADOS SOBRE ESFERAS DE CELULOSA.
- REDUCCIÓN CATALÍTICA DE NITRATOS EN AGUAS NATURALES DE LA REGIÓN DE SARMIENTO, PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA.
- APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE PLATA OBTENIDAS MEDIANTE SÍNTESIS VERDE COMO ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA.
- EVALUACIÓN DE CARBONES DE LLANTA COMO ADSORBENTES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES REALES DE LA INDUSTRIAL TEXTIL.
- REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE UN AGUA RESIDUAL REAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL USANDO BIOCARBONES DE CÁSCARA DE NARANJA.

NITRIFICACIÓN HETEROTRÓFICA AERÓBICA DE EFLUENTE MODELO DE INDUSTRIA LÁCTEA EN REACTOR GRANULAR Y COMPOSICIÓN MICROBIANA MEDIANTE SECUENCIACIÓN DE ÚLTIMA GENERACIÓN

Bucci P[1]; Coppotelli B[2]; Starevich V[2]; Morelli I [2,3]; Zaritzky N[1,4]; Caravelli A[1]

1- Centro de Investigación y Desarrollo en Criotecnología de Alimentos, CIDCA, (CCT – La Plata – CONICET, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, CIC) 47 y 116, 1900AJJ, La Plata, Argentina.
2- Centro de Investigación y Desarrollo en Fermentaciones Industriales, CINDEFI, (UNLP, CCT-La Plata, CONICET), Buenos Aires, Argentina
3- CIC-PBA, La Plata, Argentina
4- Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata, Argentina
buccipaula@hotmail.com

Resumen

Los efluentes lácteos contienen nitrógeno limitado para el tratamiento biológico. En el presente estudio, aguas residuales de suero de queso (efluente modelo de la industria láctea) se complementaron con nitrógeno amoniacal para obtener relaciones DQO: N adecuadas para para llevar a cabo el tratamiento biológico.
Se analizaron para este fin tres reactores discontinuos secuenciales (SBR), donde se evaluaron los efectos de la carga orgánica y los micronutrientes sobre el proceso de eliminación biológica conjunta de carbono y nitrógeno, por medio de biomasa aeróbica granular formada en los SBRs. Los primeros dos reactores estudiados (SBR_1 y SBR_2) contenían el mismo efluente, con la diferencia que el SBR_2 además se encontraba suplementado con micronutrientes. El tercer reactor (SBR_3) tenía la mitad de la carga orgánica que el SBR_1 y al igual que éste tampoco contenía micronutrientes
Se logró nitrificación utilizando una relación DQO:N = 100:12, y la adición de micronutrientes (SBR_2). Asimismo, se observó la acumulación de reservas de energía mediante la formación de glucógeno. En ausencia de micronutrientes, la nitrificación fue observada cuando la carga orgánica disminuyó a una relación de DQO:N = 100: 22 (SBR_3). El SBR_1 no presentó nitrificación. La comunidad microbiana fue analizada por tecnología de secuenciación de última generación (NGS) La diversidad bacteriana determinada por el índice de Shannon fue de 4.58 para los SBRs (1 y 2). Las bacterias pertenecientes a los géneros *Niabella* y *Diaphorobacter* y al orden Planctomycetales fueron las principales candidatas responsables del proceso de nitrificación, siendo todas nitrificantes heterotróficas. El presente trabajo propone una estrategia prometedora, a los efectos de lograr una nitrificación efectiva. Esta consiste en el co-tratamiento de las aguas residuales lácteas complementados con efluentes ricos en amonio y la utilización de SBRs granulares aeróbicos para el tratamiento biológico de efluentes de la industria láctea.

Palabras Clave Nitrificación heterotrófica aeróbica; Lodo aeróbico granular; Micronutrientes; Suero de queso; Tecnología de secuenciación de última generación.

Abstract

Dairy effluents contain limited nitrogen for biological treatment. In the present study, cheese whey wastewater (model dairy effluents) was supplemented with ammonia nitrogen to obtain adequate COD: N ratios to carry out biological treatment.
For this purpose, three sequential batch reactors (SBR) were analyzed, where the effects of organic load and micronutrients on the process of simultaneous biological removal of carbon and nitrogen were evaluated, by means of granular aerobic biomass formed in the SBRs. The first two reactors studied (SBR_1 and SBR_2) contained the same model effluent, with the

difference that SBR_2 was also supplemented with micronutrients. The third SBR (SBR_3) had half the organic load of SBR1 and similarly to this, it did not contain micronutrients.
Nitrification was achieved using the COD: N = 100: 12 ratio, and the addition of micronutrients (SBR_2). Accumulation of energy reserves through the formation of glycogen was observed. In the absence of micronutrients, nitrification was observed when the organic load decreased to COD: N = 100: 22 ratio (SBR_3). SBR1 did not show nitrification.
The microbial community was analyzed by next generation sequencing technology (NGS). The bacterial diversity determined by the Shannon index was 4.58 for the two SBRs (1 y 2). Bacteria belonging to the genera Niabella and Diaphorobacter and the order Planctomycetales were the main candidates responsible for the nitrification process, all heterotrophic nitrifying. Co-treatment of dairy and ammonium-rich wastewater is a promising strategy for the biological treatment of dairy wastewater. This study proposes an alternative for the biological treatment of effluents from the dairy industry to achieve effective nitrification using aerobic granular SBRs supplemented with effluents rich in ammonia.

Aerobic heterotrophic nitrification; Aerobic granular sludge; Micronutrients; Cheese whey; Next-generation sequencing technology

INTRODUCCIÓN

La industria láctea genera un gran volumen de aguas residuales. Los efluentes lácteos se clasifican como aguas residuales de alta carga orgánica en términos de alta demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Prazeres, et al 2012).

El suero de queso es uno de los componentes principales de las aguas residuales lácteas.
Las aguas residuales de la industria láctea pueden ser tratadas mediante procesos biológicos como sistema de lodos activados, filtros percoladores, lagunas aireadas, reactor discontinuo secuencial (SBR), así como procesos anaeróbicos como el reactor anaeróbico de flujo ascendente (UASB) y filtros anaeróbicos, entre otros (Demirel et al, 2005). Los procesos anaeróbicos se utilizan ampliamente para el tratamiento de aguas residuales lácteas. Estos tratamientos ofrecen algunas ventajas como la producción de metano, la ausencia de aireación y la baja producción de lodos (Tchobanoglous et al, 2003); sin embargo, también se han informado varias desventajas. Las grasas de las aguas residuales de los productos lácteos tienen una acción inhibidora de los procesos anaeróbicos y pueden producirse diferentes problemas operativos como la formación de espuma, la flotación de lodos y la pérdida de la eficacia de eliminación de DQO (Cammarota et al, 2001). Si bien, se ha propuesto la hidrólisis enzimática de grasas como pretratamiento (Rosa et al, 2009), estos procesos pueden generar mayores costos. En la digestión anaeróbica están implicados varios grupos microbianos con diferentes velocidades de crecimiento, por lo que los procesos principales, como la acidogénesis y la metanogénesis, no suelen estar en equilibrio y pueden causar problemas en el proceso (Hassan et al, 2012). Además, el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales de los productos lácteos suele requerir un postratamiento aeróbico para cumplir con los límites de descarga de efluentes (Alayu et al, 2018).

Los procesos aeróbicos permiten lograr una excelente calidad de efluentes en términos de DQO, DBO y eliminación de nutrientes. Entre los procesos aeróbicos, el SBR parece ser la tecnología más prometedora para el tratamiento de aguas residuales lácteas (Kushwaha et al, 2018). Este tipo de reactor ofrece flexibilidad operativa y excelentes posibilidades de control del proceso, menor área de trabajo, menor costo de inversión y menor complejidad operativa en comparación con el proceso convencional (Dutta et al, 2015).

Las aguas residuales de suero de queso tienen una relación DQO: N: P media de 100: 1.75: 0.5, que se ha considerado deficiente en nitrógeno para el tratamiento de efluentes mediante procesos biológicos (Prazeres et al, 2012).

Los gránulos aeróbicos se forman generalmente en un SBR operado con una etapa de disponibilidad de carbono seguida de un período de inanición (régimen feast/famine). En estas condiciones operativas, los microorganismos almacenan habitualmente la fuente de carbono orgánico externo en forma de polímeros intracelulares, polihidroxialcanoatos (PHA) y glucógeno. Los ácidos grasos se almacenan como PHA mientras que la glucosa se convierte principalmente en glucógeno (Miao et al, 2016). El PHA y el glucógeno se pueden utilizar como fuente de carbono para la desnitrificación (Wang et al, 2014). En el SBR granular aeróbico se ha informado que la actividad nitrificante aumenta progresivamente a medida que la relación DQO/N disminuye de 100/5 a 100/30 (Yang et al, 2005). Sin embargo, el efecto de otros factores de crecimiento, como los micronutrientes, sobre la actividad nitrificante ha sido poco estudiado.

La secuenciación de última generación (NGS) es una muy potente tecnología que permite investigar la composición de comunidades bacterianas complejas (Van Kessel et al, 2015), y la relación entre la comunidad microbiana y los factores ambientales (Langenheder et al, 2010).

El siguiente trabajo posee un desarrollo importante sobre la aplicación de SBR en el tratamiento de efluentes de la industria láctea. El objetivo general se centró en el estudio del efecto de micronutrientes y carga orgánica sobre el proceso de nitrificación, y la identificación de los principales géneros relacionados con los procesos estudiados en los biorreactores.

Los objetivos específicos de este trabajo fueron:
a- Evaluar el efecto de la carga orgánica y micronutrientes en la capacidad de nitrificación de los SBR alimentados con un agua residual sintética a base de suero de queso comercial complementado con amoníaco con el fin de disminuir la relación DQO/N y favorecer el proceso de nitrificación.
b- Analizar la capacidad de acumulación de reservas de carbono intracelulares como es el glucógeno, en los reactores que exhibieron nitrificación.
c- Relacionar la composición microbiana del SBR, determinada por la tecnología NGS, con los procesos biológicos detectados para cada condición operativa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Reactores biológicos discontinuos secuenciales (SBRs), aguas residuales sintéticas, aclimatación de cultivos microbianos y formación de gránulos híbridos

Se utilizaron tres reactores discontinuos secuenciales (SBR_1, SBR_2 y SBR_3) a escala laboratorio que consistieron en columnas de burbujeo construidas en acrílico con una altura (A) de 25 cm, un diámetro (D) interno de 9 cm dando una relación A/D de 2.7. El volumen de los SBRs fue de 1.4 L y el volumen de trabajo de 1 L. El oxígeno fue suministrado mediante aireadores. El caudal de aire superficial fue 0.6 $cm.seg^{-1}$. El aire se distribuyó mediante dos difusores ubicados en el fondo de los reactores, con el objetivo de favorecer la granulación.

El OD resultó mayor a 6.0 mg O_2 L^{-1} en todos los reactores, evitando limitación por oxígeno de la actividad nitrificante.
Los tres reactores fueron alimentados con agua residual sintética modelo de la industria láctea, que corresponde a una versión modificada de Chen y col., 2015, compuesta por: suero de queso (marca LACTOFOOD) como fuente de carbono y energía para heterótrofos, $(NH_4)_2SO_4$ como fuente de nitrógeno para heterótrofos y nitrificantes, K_2HPO_4 y KH_2PO_4 como fuente de fósforo y buffer fosfato y $NaHCO_3$ para mantener el pH estable entre 7.0 y 8.0, considerándose condiciones de pH adecuadas para el crecimiento de los microorganismos nitrificantes. Cabe destacar que si no se colocase este compuesto como

regulador de pH, la acidez provocada por el proceso de nitrificación debido a la liberación de protones al licor de mezcla, podría provocar inhibición de dicho proceso.

El SBR_1 y SBR_2 presentaron idénticas condiciones operativas, con la excepción de la presencia de dos soluciones de elementos traza (M1 y M2) en el SBR_2 (carga orgánica 716.8 mg DQO (L día)$^{-1}$). El SBR_3 presentó la mitad de la carga orgánica (358.4 mg DQO (L día)$^{-1}$), siendo operado en ausencia de micronutrientes. M1 presentó la siguiente composición (g L^{-1}): $FeSO_4.7H_2O$ (15.0), $ZnSO_4.7H_2O$ (5.0), $MnSO_4.H_2O$ (3.0), $CuSO_4.5H_2O$ (0.75), $CoCl_2.6H_2O$ (0.15), Ac. Cítrico (6.0). M2 estuvo compuesta por (g L^{-1}): $(NH_4)_6Mo_7O_{24}.4H_2O$ (0.5), BO_3H_3 (0.1), IK (0.1). Se añadió un volumen de 1 ml de las soluciones M1 y M2 a 1 L del agua residual sintética del SBR_2. Los reactores SBR_1 y SBR_2 se operaron para evaluar el efecto de la adición de micronutrientes sobre el proceso de nitrificación.

El SBR_3 presentó la mitad de la carga orgánica y consecuentemente su relación DQO:N:P se redujo de 100: 12: 5 a 100: 22: 10, siendo operado en ausencia de micronutrientes. Esta condición operativa se estableció para evaluar el efecto de una carga orgánica relativamente baja sobre la actividad nitrificante.

El SBR_1 fue inoculado con un consorcio microbiano aerobio (lodos activados, 0.2 L) y el agua de desecho sintética (0.8 L) para alcanzar el volumen final de trabajo. Los gránulos generados en este reactor fueron utilizados como inóculos del SBR_2 y SBR_3. Los reactores fueron operados manualmente, a temperatura ambiente, con ciclos de 24 hs determinados por las siguientes fases: adición del medio de cultivo (2 minutos), fase de reacción (1428 min), purga de lodos (1 minuto), fase de sedimentación (5-20 minutos) y extracción del sobrenadante (2 minutos). El período de aclimatación de la biomasa concluyó una vez que se alcanzaron remociones de DQO del 100% así como buenas propiedades de sedimentación.
La granulación de la biomasa se realizó siguiendo el método de Adav et al. (2008) ligeramente modificado. El SBR_1 fue operado inicialmente con un tiempo de sedimentación de 20 minutos durante 20 días, luego se redujo gradualmente hasta 5 minutos (Liu y Tay, 2004), con el propósito de favorecer la retención de agregados microbianos firmes y densos (gránulos y flóculos). La operación continua del reactor bajo una fuerte presión de selección hidráulica y un tiempo de sedimentación de 5 minutos favoreció el enriquecimiento de gránulos. Este último tiempo se mantuvo constante durante la operación de los reactores, siendo de 100 días para el SBR_1 y de 400 días para el SBR_2 y SBR_3.

Los reactores fueron operados con un tiempo de residencia celular (TRC) de 20 días, lo suficientemente largo para favorecer el crecimiento de bacterias heterótrofas y nitrificantes.
El funcionamiento de los reactores se evaluó a lo largo de los ciclos de operación mediante la determinación de los siguientes parámetros: concentraciones de nitrógeno amoniacal (NH_4^+-N) (método HACH Nº 8038), nitrato (NO_3^--N) (método HACH Nº 8039), nitrito (NO_2^--N) (método HACH Nº 8153), demanda química de oxígeno soluble (DQO_S), como medida de sustrato orgánico, y DQO total (DQO_T).

La DQO correspondiente a la biomasa (DQO_B) se obtuvo a partir de la diferencia entre DQO total (licor de mezcla) y DQO_S. Las determinaciones de DQO se llevaron a cabo empleando un kit comercial (Hach Company, Loveland, CO). La concentración de biomasa de los SBRs fue también determinada como sólidos totales (ST). Para ello, se tomaron muestras del licor de mezcla de los reactores, las cuales fueron centrifugadas y resuspendidas en agua destilada. Este proceso de lavado fue realizado dos veces. Las muestras fueron colocadas en estufa (105 °C) durante 24 horas. La concentración de biomasa (X) fue expresada como g ST L^{-1}. Los valores obtenidos fueron correlacionados con las medidas de DQO_B.

A diferentes TRC transcurridos, se determinaron los siguientes parámetros cinéticos: Las velocidades volumétricas de consumo de NH_4^+-N (r_{NH3}) y consumo de DQOs (r_{DQOs}) fueron determinadas a partir de la pendiente de las curvas de decaimiento de NH_4^+-N y DQOs en función del tiempo. Luego se calcularon las velocidades específicas de consumo de N-NH_4^+ (q_{NH3}) y de consumo de DQOs (q_{DQOs}) a partir del cociente entre las velocidades volumétricas obtenidas y la concentración de biomasa (ST) de cada reactor. Todos los parámetros fueron determinados para cada SBR a diferentes TRC. En aquellos reactores que exhibieron nitrificación, SBR_2 y SBR_3, se evaluó la síntesis y acumulación de sustancias de reserva intracelulares en forma de glucógeno. En estos SBRs se llevó a cabo un completo análisis genómico con el propósito de caracterizar la composición microbiana de los gránulos. Finalmente se propuso relacionar la estructura microbiana con los procesos biológicos de cada sistema.
La concentración de carbohidratos totales (CT) de la biomasa se determinó mediante el método de Antrona siguiendo una modificación de la técnica propuesta por Osborne y Voogt, (1996).El índice de sedimentabilidad de la biomasa ISV_{30} (mL g ST^{-1}) en los tres reactores se determinó utilizando una probeta de 100 mL. Se ha propuesto que el ISV debe ser menor a 90 mL g ST^{-1} para considerar una excelente sedimentabilidad de los gránulos (Liu y Tay, 2006). La distribución de tamaños de partícula de la biomasa se determinó utilizando un equipo Mastersizer E 20003.14. Estas determinaciones fueron realizadas a diferentes TRC transcurridos. Aquí se obtuvieron los valores D y d, siendo D el coeficiente de difusión traslacional que se relaciona con el tamaño de la partícula por medio de la ecuación de Stokes-Einstein, que relaciona el diámetro hidrodinámico (d), la viscosidad del medio aparente (p), la temperatura absoluta (T) y la constante de Boltzman.

Finalmente, el ADN genómico microbiano de los biorreactores SBR_2 y SBR_3 se extrajo por duplicado utilizando un kit de ADN E.Z.N.A (OMEGA, EE. UU.) Siguiendo el protocolo del fabricante y se almacenó hasta análisis a -80 ° C, siguiendo la metodología propuesta en Bucci et al, (2020). Por último, mediante la tecnología de secuenciación de alto rendimiento (NGS) se logró una identificación de los géneros involucrados en los procesos, como así también la diversidad de cada consorcio microbiano representado por el índice de Shannon.

El índice de Shannon representa una medida cuantitativa que refleja la estructura de la comunidad microbiana dada por la abundancia, la riqueza de unidades taxonómicas (como las especies) y la relación de dominancia (Kim et al, 2017)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es ampliamente aceptado que las bacterias nitrificantes crecen adecuadamente a valores de pH entre 7.0 y 8.0. Para ello se evaluó el efecto de diferentes concentraciones de bicarbonato de sodio sobre el pH a lo largo del ciclo operacional de los reactores. La concentración óptima de bicarbonato para todas las aguas residuales sintéticas lácteas utilizadas resultó 0.75 g L^{-1}, la cual permitió mantener el pH en los valores deseados (7.5-8.5).

La concentración de biomasa alcanzada por los reactores fue de 3 g $ST.L^{-1}$ para el SBR_1 y SBR_2 y de 1.5 g $ST.L^{-1}$ para el SBR_3, las cuales se mantuvieron constantes a lo largo del tiempo de operación. El oxígeno disuelto (OD) en los todos los sistemas fue superior a 4.0 $mgO_2.L^{-1}$.

En el SBR_1 se logró la remoción completa del carbono; no obstante, el sistema no presentó actividad nitrificante durante el período de operación del reactor (100 días). Por ende sólo se presentan a continuación los resultados de los reactores SBR_2 y SBR_3 que sí presentaron nitrificación. Como se indicó previamente, en dichos reactores se estudió la evolución del tamaño de los gránulos e índice de sedimentación volumétrica, a lo largo de los diferentes TRC.

Inicialmente (Figura 1) se pudo observar en el SBR_2 y SBR_3, que el inóculo utilizado (proveniente del SBR_1) perdió rápidamente su estructura granular debido a las nuevas condiciones operativas de los reactores. Se requirieron aproximadamente 68 días (3.5 TRC) para la formación de gránulos con un diámetro promedio de aproximadamente 0.25 mm en ambos reactores (Figura 1). El tamaño promedio de los gránulos aeróbicos según bibliografía se encuentra entre 0.2 y 5 mm (Liu y Tay, 2004). Cabe señalar que el diámetro promedio de los gránulos fue incrementando con el tiempo, observándose una estabilización del sistema a los 134 días para el SBR_2 (6.7 TRC) y a los 260 días (13 TRC) para el SBR_3 respecto al tamaño granular de la biomasa (Figura 1A y B).

El ISV_{30} estuvo por debajo de 90 mL g ST^{-1} tanto para el SBR_2 (Figura 1A) como para el SBR_3 (Figura 1B), lo cual indica una buena sedimentabilidad de los gránulos. En el caso del SBR_2, se pudo observar una disminución del ISV a lo largo de los TRC transcurridos. En condiciones de estabilidad, se observó un ISV menor para los gránulos del SBR_3 (aproximadamente 25 mL g ST^{-1}) comparados con los valores observado en el SBR_2 (50-60 mL .g ST^{-1}).

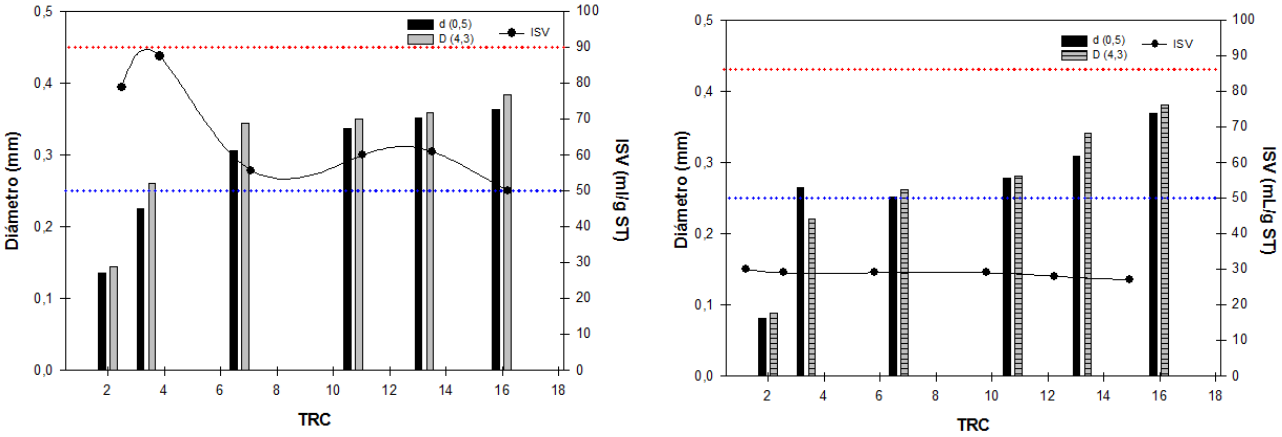


Figura 1: Tamaño granular e índice de sedimentabilidad volumétrica en función de los TRC transcurridos. SBR_2 (Izquierda), SBR_3 (derecha).

En el SBR_2, el carbono orgánico soluble medido como DQO_S representó del 60 al 70% de la carga orgánica inicial proporcionada por el suero de queso (SQ). La DQO_S se eliminó casi por completo en las primeras 2 h del ciclo operativo con acumulación simultánea de glucógeno. Esta fase con disponibilidad de DQO fácilmente biodegradable correspondió al período feast. El amoníaco disminuyó progresivamente a lo largo del ciclo. La degradación del glucógeno y el proceso de nitrificación tuvieron lugar durante el período de inanición (famine). La actividad nitrificante condujo a la formación de NO_3^--N, cuya concentración aumentó de forma continua hasta el final del ciclo, sin acumulación significativa de NO_2^--N (Figura 2A y B).

El SBR_3 fue operado con la mitad de la carga orgánica con respecto al SBR_2, lo que implicó una reducción de la relación DQO/N de 100: 12 a 100: 22, y sin micronutrientes. DQO_S representó casi por completo el carbono orgánico inicial. La reducción de la carga orgánica conduce a un menor crecimiento heterótrofo, por lo que se podría favorecer el desarrollo de la biomasa nitrificante autótrofa. En este sistema, la eliminación de DQOs y la acumulación de glucógeno tuvieron lugar en las primeras 4 h del ciclo operativo (período feast). El amoníaco se eliminó parcialmente a lo largo del ciclo. El glucógeno se degradó en la fase famine. La nitrificación tuvo lugar desde el principio hasta el final del ciclo. Se observó un aumento en la concentración de NO_3^--N a lo largo del ciclo. (Figura 2C y D).

La remoción de nitrógeno amoniacal para el SBR_1 fue del 20% sin formación de nitrato, lo cual lleva a deducir que no hubo remoción de nitrógeno por nitrificación. En cambio los sistemas SBR_2 y SBR_3 presentaron un porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal considerable como así también de nitrógeno inorgánico (Ni), observándose que si bien ambos procesos nitrificaban, el porcentaje de remoción de Ni fue mayor para el sistema SBR_2 (Tabla 1).

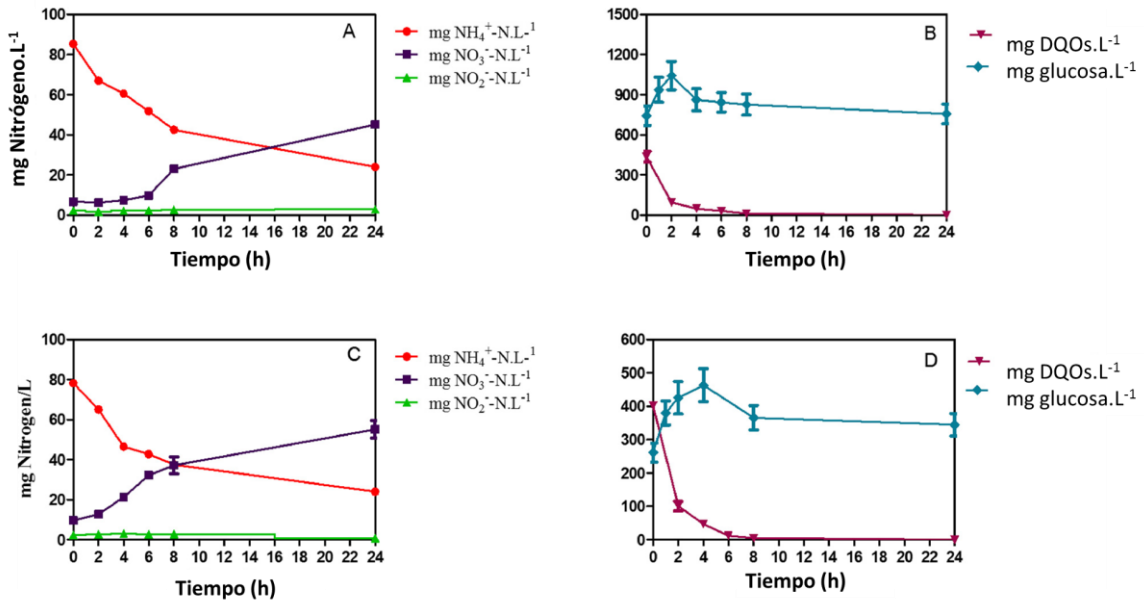


Figura 2: Cambios en las concentraciones de la fuente de carbono orgánico, suero de queso, (DQO_s) y las diferentes formas de nitrógeno inorgánico a lo largo de un ciclo de operación del SBR_2 (A y B) y SBR_3 (C y D).

En la Tabla 1 se pueden observar los diferentes parámetros obtenidos de los procesos de remoción de amonio y carbono de los reactores SBR_2 y SBR_3. Es destacable observar que las condiciones operativas del SBR_2 brindaron mejores resultados que las elegidas para el SBR_3 en términos de las velocidades volumétricas de remoción de amonio y carbono orgánico así como remoción de nitrógeno inorgánico.

TABLA 1: Eficiencia de remoción de N y parámetros cinéticos

Parámetros estudiados	***SBR_2***	***SBR_3***
% Remoción de N-NH_4^+	74 (7.8)	70 (8.8)
% Remoción de N inorgánico	48 (5.6)	24 (3.3)
r_{NH4+-N} (mg NH_4^+-N.(L.h)$^{-1}$)	6.3 (0.7)	3.4 (0.5)
q_{NH4+-N} (mg NH_4^+-N.(gST.h)$^{-1}$)	1.8 (0.2)	2.4 (0.33)
r_{DQOs} (mg DQOs.(L.h)$^{-1}$)	132.1 (9.5)	71.55 (5.4)
q_{DQOs} (mg DQOs.(gST.h)$^{-1}$)	36.35 (2.1)	42.4 (4.6)
Yglu/DQOs (mg Glu.(gDQOs)$^{-1}$)	0.71	0.61

Con el objetivo de conocer la composición detallada y las abundancias relativas de las poblaciones bacterianas presentes en los biorreactores que exhiben nitrificación, se utilizó una tecnología de secuenciación de alto rendimiento (NGS) debido a las ventajas potenciales de ser más precisa, flexible y fácilmente automatizable (Fakruddin et al, 2013).
La secuenciación de los fragmentos de PCR del gen rRNA 16S se realizó a partir del ADN total extraído de los microorganismos presentes en cada uno de los reactores, lo que generó secuencias agrupadas en 905 OTU (unidad taxonómica operativa) para el SBR_2 y 685 OTU para el SBR_3. Todas las secuencias representativas de cada OTU se clasificaron dentro del dominio Bacteria. La frecuencia relativa en los reactores reveló la presencia de 14 órdenes bacterianos principales en el SBR_2 dentro de los cuales prevalecieron 27 géneros, y 7 órdenes bacterianos en el SBR_3 con prevalencia de 22 géneros (Fig. 3). Los filos más abundantes encontrados en los biorreactores fueron Bacteroidetes representando 39% para SBR_2 y 52% para SBR_3 siendo la división más abundante; Proteobacterias que representan el 35% del SBR_2 y el 24% del SBR_3 respectivamente, con una proporción similar entre las clases Beta, Alfa y Gamma para ambos biorreactores.
En menor proporción, se destacaron otros filos: Actinobacteria (12% para SBR_2 y 14% para SBR_3) y Planctomycetes (5% para SBR_2 y 6% para SBR_3). (Figura 3). Además, el filo Chloroflexi se encontró únicamente en SBR_2, lo que representa el 5% del total (Fig. 3). Dentro del filo Bacteroidetes, el orden más abundante para ambos SBRs fue Sphingobacteriales (27 % para el SBR_2 and 16% para el SBR_3), dominado por el género *Niabella* (1.8% en SBR_2 y 0.43% en SBR_3).

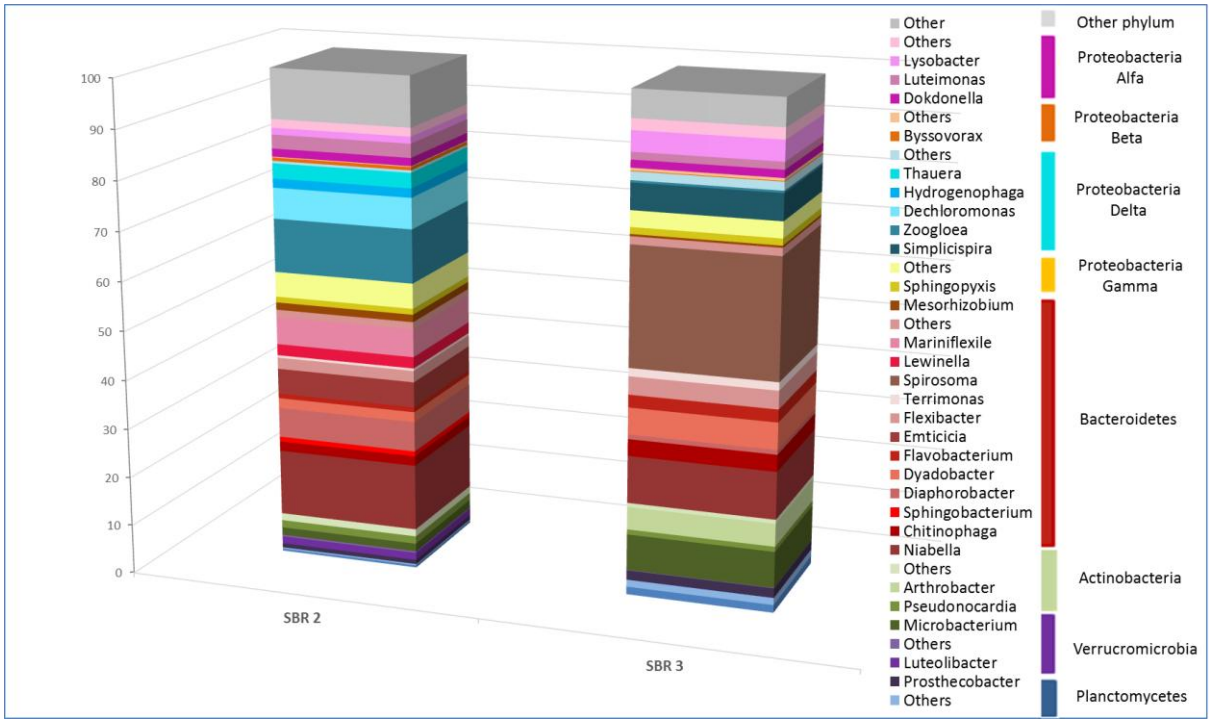


Figura 3: Frecuencia relativa a nivel de género como resultado de la secuenciación del análisis de los reactores SBR_2 and SBR_3 (MrDNA technique). Géneros que arrojaron valores <4% fueron agrupados en “Others”. Géneros que se encontraron en <2% fueron agrupados en “Other genera”.

Un gran número de especies pertenecientes a este género se han caracterizado como cepas oxidantes de amonio (Khan et al, 2002). *Terrimonas* han sido encontrada en estudios previos como cepas positivas para la reducción de nitratos y acumuladoras del polímero polihidroxibutirato (Jin et al, 2014) (Figs. 4 y 5).
Cabe destacar que dentro del orden Sphingobacteriales se han encontrado géneros como *Chitinophaga* y *Flexibacter* (0.023% en SBR_2 y 3.6 en SBR_3) Sin embargo, actualmente no

existe bibliografía que confirme su participación activa o directa en el proceso de nitrificación. Estudios adicionales con cultivos puros de estos géneros determinarían sus capacidades metabólicas potenciales en el proceso de remoción de nitrógeno.
En cuanto al filo de Proteobacteria, los órdenes más abundantes encontrados fueron: Xanthomonadales, Burkholderiales y Rhizobiales.
El orden Xanthomonadales, dominado por los géneros *Aquimonas*, *Dokdonella*, *Lysobacter* y *Xylophilus*, está presente en diferentes proporciones en los SBR estudiados (13% para SBR_2 y 8% para SBR_3) (Figs. 3 y 4), y son reconocidos como microorganismos desnitrificantes para el caso de muchas de sus especies (Naushad et al, 2015).
El orden Burkholderiales, dominado por los géneros *Hydrogenophaga*, *Diaphorobacter*, *Pseudorhodoferax*, *Acidovorax* y *Simplicispira*, posee varios géneros como cepas desnitrificantes capaces de degradar el poli (3-hidroxibutirato) (Khan et al, 2002). Además, Zhang et al. (2002) demostró que *Diaphorobacter* es capaz tanto de nitrificación heterotrófica como de desnitrificación aeróbica. (3.5% en SBR_2 y 0.93% en SBR_3, Fig. 3)
El orden Rhizobiales, dominado por *Mesorhizobium*, *Devosia* y *Shinella*, fue encontrado en un porcentaje de 5% en SBR_2 y 1.5% en SBR_3, reportando algunas especies como bacterias fijadoras de nitrógeno (Choi et al, 2019).
Finalmente, el filo Actinobacteria, estuvo representada por Actinomycetales como orden mayoritario (12% para SBR_2 y 14% para SBR_3 respectivamente) y Planctomycetes estuvo representado por Planctomycetales (4% para SBR_2 y 6% para SBR_3 aproximadamente). Planctomycetales poseen entre sus funciones principales la oxidación de amonio, con una participación activa del proceso de nitrificación (Boedeker et al, 2017).
Candidatus kuenenia representó menos del 1% de la comunidad microbiana en ambos reactores. Esta es una de las bacterias capaces de oxidación anaeróbica del amonio (anammox), que forma un clado ramificado profundo dentro de los Planctomicetos (Speth et al, 2012). El proceso anammox convierte el amoniaco en gas N_2 utilizando nitrito como aceptor de electrones en condiciones anóxicas (Sonthiphand et al, 2015).
Es importante resaltar que en este estudio se han encontrado en porcentajes bajos los géneros más comunes correspondientes a microorganismos nitrificantes autótrofos, bacterias oxidantes de amonio (BOA) y bacterias oxidantes de nitrito (BON). Los géneros encontrados para BOA fueron *Nitrosococcus* (0.406% y 0.012% en el SBR_2 y SBR_3 respectivamente), *Nitrosomonas* (0.191% y 0.037% en el SBR_2 y SBR_3 respectivamente), *Nitrosospira* y *Nitrosovibrio* se encontraron en porcentajes menores.
Para BON se encontraron *Nitrospira* y *Nitrobacter* (orden Nitrosomonadales) con porcentajes menores a 0.02% y 0.15% respectivamente.
En conclusión, BOA total representó 0.63% y 0.06% en el SBR_2 y SBR_3, y BON total correspondió al 0.162% y 0.03% en el SBR_2 y SBR_3 respectivamente.
El índice de Shannon medio para ambos biorreactores fue de 4.58, lo que indica una diversidad genética idéntica para los estudios realizados.

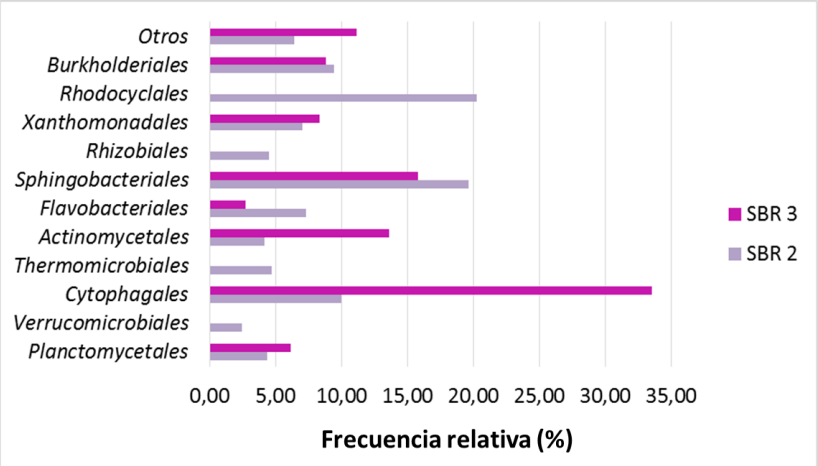


Figura 4: Frecuencia relativa de los órdenes encontrados en los estudios realizados mediante la técnica de Mr DNA a partir de las muestras de DNA obtenidas de los reactores SBR_2 y SBR_3.

Conclusiones

Los efluentes lácteos son deficientes en nitrógeno para tratamiento biológico. En el presente estudio, las aguas residuales lácteas sintéticas, a base de suero de queso en polvo, fueron suplementadas con amoníaco para obtener relaciones DQO: N menores a 100: 5, las cuales fueron adecuadas para los procesos biológicos.

La eliminación simultánea de carbono orgánico y nitrógeno amoniacal se logró en reactores discontinuos secuenciales (SBR) granulares aeróbicos, a escala de laboratorio, alimentados con las aguas residuales lácteas modificadas. Se evaluaron los efectos tanto de la adición de micronutrientes como de la reducción de la carga orgánica sobre el proceso de nitrificación. En ambos casos, la actividad nitrificante se logró en los SBRs. En todos los estudios realizados se obtuvo una remoción completa de materia orgánica. Se pudo observar que con una relativamente elevada relación DQO:N (SBR_1) y sin la presencia de micronutrientes no se lograba nitrificar. Asimismo se pudo observar la ocurrencia del proceso de nitrificación en presencia de micronutrientes (SBR_2) o mediante la disminución de la carga orgánica (SBR_3).

Este proceso de nitrificación en los sistemas nitrificantes (SBR_2 y SBR_3) se pudo sustentar además con un análisis genómico que permitió caracterizar por NGS la composición de las comunidades bacterianas y observar la presencia de especies nitrificantes heterotróficas. El proceso de nitrificación implicó la oxidación de amonio y probablemente nitrógeno orgánico hasta nitrato, atribuyéndose principalmente a bacterias heterótrofas nitrificantes según lo determinado por análisis genómico. *Niabella* sp., *Diaphorobacter* sp. y Planctomycetes fueron las principales candidatas potencialmente responsables del proceso de nitrificación heterotrófica.

El presente estudio propone una alternativa para el tratamiento biológico de las aguas residuales de la industria láctea utilizando SBRs granulares aeróbicos complementados con efluentes ricos en amonio.

Referencias Bibliográficas

A. Dutta, S. Sarkar, Sequencing batch reactor for wastewater treatment: recent advances, Curr Pollution Rep. 1 (2015) 177–190, https://doi.org/10.1007/s40726- 015-0016-y.

A.N. Hassan, B.K. Nelson, Invited review: anaerobic fermentation of dairy food wastewater, J. Dairy Sci. 95 (2012) 6188–6203, https://doi.org/10.3168/jds.2012-5732.

A.R. Prazeres, F. Carvalho, J. Rivas, Cheese whey management : a review, J. Environ. Manage. 110 (2012) 48–68, https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05. 018.

Adav, S. S., Lee, D. J., Show, K. Y., y Tay, J. H. 2008b. Aerobic granular sludge: Recent advances. Biotechnology Advances, 26(5), 411–423.

Adav, S. S., Lee, D. J., y Lai, J. Y. 2008a. Intergeneric coaggregation of strains isolated from phenol-degrading aerobic granules. Applied Microbiology and Biotechnology, 79(4), 657–661.

B. Demirel, O. Yenigun, T.T. Onay, Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review, Process Biochem. 40 (2005) 2583–2595, https://doi.org/10.1016/j. procbio.2004.12.015.

Bucci, P., Coppotelli, B., Morelli, I., Zaritzky, N., & Caravelli, A. (2020). Simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification of wastewater in granular reactor: Microbial composition by next generation sequencing analysis. Journal of Water Process Engineering, 36, 101254. doi:10.1016/j.jwpe.2020.101254.

C. Boedeker, M. Schüler, G. Reintjes, O. Jeske, M.C.F. Van Teeseling, M. Jogler, P. Rast, D. **Borchert, D.P. Devos, M. Kucklick, M. Schaffer, R. Kolter, L. Van Niftrik, S. Engelmann, R. Amann, M. Rohde, H. Engelhardt, C. Jogler,** Determining the bacterial cell biology of Planctomycetes, Nat. Commun. 8 (2017), https://doi.org/ 10.1038/ncomms14853.

D.R. Rosa, I.C.S. Duarte, N.K. Saavedra, M.B. Varesche, M. Zaiat, M.C. Cammarota, D.M.G. Freire, Performance and molecular evaluation of an anaerobic system with suspended biomass for treating wastewater with high fat content after enzymatic hydrolysis, Bioresour. Technol. 100 (2009) 6170–6176, https://doi.org/10.1016/j. biortech.2009.06.089.

D.R. Speth, B. Hu, N. Bosch, J.T. Keltjens, H.G. Stunnenberg, M.S.M. Jetten, Comparative genomics of two independently enriched “Candidatus Kuenenia stuttgartiensis” anammox bacteria, Front. Microbiol. 3 (2012) 1–7, https://doi.org/10. 3389/fmicb.2012.00307.

E. Alayu, Z. Yirgu, Advanced technologies for the treatment of wastewaters from agro-processing industries and cogeneration of by-products: a case of slaughterhouse, dairy and beverage industries, Int. J. Environ. Sci. Technol. 15 (2018) 1581–1596, https://doi.org/10.1007/s13762-017-1522-9.

G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel, Anaerobic suspended and attached growth biological treatment processes, Metcalf and Eddy Inc., Wastewater Engineering Treatment and Reuse, fourth edition, McGraw-Hill, New York, 2003, pp. 983–1034.

J.P. Kushwaha, V.C. Srivastava, I.D. Mall, An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters, Crit. Rev. Food Sci. Nutr. 51 (2011) 442–452, https://doi.org/10.1080/10408391003663879.

K.W. Finster, R.A. Herbert**, B.A. Lomstein**, Spirosoma spitsbergense sp. Nov. And Spirosoma luteum sp. nov., isolated from a high Arctic permafrost soil, and emended description of the genus Spirosoma, Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 59 (2009) 839–844, https://doi.org/10.1099/ijs.0.002725-0.

Kim, D., Hofstaedter, C. E., Zhao, C., Mattei, L., Tanes, C., Clarke, E., Conrad, M., 2017. Optimizing methods and dodging pitfalls in microbiome research. Microbiome, 5(1), 52

L. Miao, S. Wang, B. Li, T. Cao, F. Zhang, Z. Wang, Y. Peng, Effect of carbon source type on intracellular stored polymers during endogenous denitritation (ED) treating land fi ll leachate, Water Res. 100 (2016) 405–412, https://doi.org/10.1016/j. watres.2016.05.010.

Liu Y., Tay J.-H. (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. Biotechnology Advances 22, 533–563.

M. Fakruddin, K.S.B. Mannan, Methods for analyzing diversity of microbial communities in natural environments, Ceylon J. Sci. 42 (2013) 19–33, https://doi.org/ 10.4038/cjsbs.v42i1.5896.

M.A.H.J. Van Kessel, B.E. Dutilh, K. Neveling, M.P. Kwint, J.A. Veltman, G. Flik, M.S.M. Jetten, P.H.M. Klaren, H. Jm, O. Den Camp, Pyrosequencing of 16S rRNA gene amplicons to study the microbiota in the gastrointestinal tract of carp (Cyprinus carpio L.), AMB Express (2011) 1–9, https://doi.org/10.1186/2191- 0855-1-41.

M.C. Cammarota, G.A. Teixeira, D.M. Freire, Enzymatic pre hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat contents, Biotechnology Lett. 23 (2001) 1591–1595, https://doi.org/10.1023/A:1011973428489.

Nkonge Ch., Ballance M. A, 1982. Sensitive colorimetric procedure for nitrogen determination in micro-Kjeldahl digests. J. Agric. Food Chem.; (30) 416-420.

Osborne DR, Voogt P. (1978). Análisis de los nutrientes de los alimentos. Editorial Acribia, S.A. Zaragoza (España).

P. Sonthiphand, M.W. Hall, J.D. Neufeld, Biogeography of anaerobic ammoniaoxidizing (anammox) bacteria, Front. Microbiol. 5 (2015) 1–14, https://doi.org/10. 3389/fmicb.2014.00399

S. Langenheder, M.T. Bulling, M. Solan, J.I. Prosser, Bacterial biodiversity-ecosystem functioning relations are modified by environmental complexity, PLoS One 5 (2010), https://doi.org/10.1371/journal.pone.0010834

S. Naushad, M. Adeolu, S. Wong, M. Sohail, H.E. Schellhorn, R.S. Gupta, A phylogenomic and molecular marker based taxonomic framework for the order Xanthomonadales: proposal to transfer the families Algiphilaceae and Solimonadaceae to the order Nevskiales ord. nov. and to create a new family within the order Xanthomonadales, the family Rhodanobacteraceae fam. nov., containing the genus Rhodanobacter and its closest relatives, Antonie van Leeuwenhoek 107 (2015) 467–485, https://doi.org/10.1007/s10482-014-0344-8.

S. Zhang, X. Sun, Y. Fan, T. Qiu, M. Gao, X. Wang, Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by Diaphorobacter polyhydroxybutyrativorans SL-205 using poly(3-hydroxybutyrate-co-

3-hydroxyvalerate) as the sole carbon source, Bioresour. Technol. 241 (2017) 500–507, https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.185.
S.F. Yang, J.H. Tay, Y. Liu, Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules, J. Environ. Eng-ASCE 131 (2005) 86–92, https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(86).
S.T. Khan, A. Hiraishi, Diaphorobacter nitroreducens gen. nov., sp. nov., a poly(3-hydroxybutyrate)-degrading denitrifying bacterium isolated from activated sludge, J. Gen. Appl. Microbiol. 48 (2002) 299–308, https://doi.org/10.2323/jgam.48.299.
X. Jin, E. Li, S. Lu, Z. Qiu, Q. Sui, Y. Zhou, Enhancing nitrogen removal in coking wastewater treatment by activated sludge process : comparison of sodium acetate, methanol and phenol as external carbon source for denitrification, Assian J. Chem.26 (2014) 205–208, https://doi.org/10.14233/ajchem.2014.15543.
Y. Choi, Y. Cha, B. Kim, Characteristics of bacterial communities in biological filters of full-scale drinking water treatment plants, J. Microbiol. Biotechnol. 29 (2019) 91–104, https://doi.org/10.4014/jmb.1808.07068.
Y. Liu, J. Tay, Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge, J. Biotechnol. 124 (2006) 338–346, https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2005.12.037.
Z. Li, S. Wang, W. Zhang, L. Miao, T. Cao, Y. Peng, Nitrogen removal from mediumage landfill leachate via post-denitrification driven by PHAs and glycogen in a single sequencing batch reactor, Bioresour. Technol. 169 (2014) 773–777, https:// doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.076.

DESARROLLO DE UNA PLANTA PARA LA OBTENCIÓN DE AGUA LIBRE DE ARSÉNICO

Eliana Berardozzi[(1)], Cecilia Lucino[(1)] , Luís Ojer[(2)] y Fernando S. García Einschlag[(3)]

[(1)] Dpto. Hidráulica, Facultad de Ingeniería, UNLP. Calle 47 Nº200, CP (1900), La Plata, Argentina.
[(2)] Cooperativa de Agua Potable y Otros Servicios Públicos de Verónica, Punta Indio, Argentina.
[(3)] Instituto de Investigaciones Fisicoquímica Teóricas y Aplicadas (INIFTA), Dpto. de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. Calle 64 Diag. 113, CP (1900), La Plata, Argentina.

eliana.berardozzi@gmail.com

RESUMEN

En el presente trabajo se exponen los resultados de pruebas de laboratorio y campo realizadas con plantas de tratamiento de diferentes escalas diseñadas en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata (FI-UNLP), basadas en la metodología de hierro cero valente (ZVI) utilizadas para la remoción de arsénico en fuentes de agua subterránea.

En base a resultados previos y a la necesidad detectada de ampliar la escala de tiramiento a caudales de operación mayores, el propósito de estas pruebas fue verificar la posibilidad del escalado del proceso mediante la utilización de columnas reactivas en paralelo. En una primera etapa, utilizando aguas artificialmente contaminadas, se realizó un monitoreo detallado de parámetros tales como caudal, ORP, color, turbiedad, contenido de As y de los niveles de Fe total en el agua tratada. Estos ensayos permitieron definir los rangos de las variables operativas necesarios para obtener altas tasas de remoción arsénico. Posteriormente se evaluó el desempeño del nuevo prototipo en la Cooperativa de Agua Potable y Otros Servicios de Verónica, Provincia de Buenos Aire, empleando una fuente de agua subterránea contaminada naturalmente con arsénico. Los resultados de las pruebas de campo y las observaciones de los operadores encargados de la supervisión del funcionamiento de la planta permitieron identificar puntos clave para mejorar el desempeño del sistema y lograr que el diseño planteado pueda ser una alternativa eficaz y sustentable para la obtención de agua segura.

Palabras Clave: ZVI, arsénico, pruebas de campo

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un metaloide de elevada toxicidad que puede presentarse en aguas subterráneas formando parte tanto de especies orgánicas como inorgánicas. La ingesta crónica de agua con contenidos de As superiores a los recomendados (>10 µg/l, límite OMS) produce graves efectos a la salud. En Argentina, el área afectada por esta problemática cubre aproximadamente 10^6 km^2 y se estima que la población que vive en zonas con aguas subterráneas contaminadas con As se eleva a alrededor de 4 millones de personas (Bundschuh et al. 2012). Cabe destacar la variabilidad que presenta el contenido de arsénico en aguas subterráneas en lo que respecta a su distribución. Los niveles de As varían tanto en forma vertical como horizontal, y muchas veces un pozo está contaminado pero a pocos metros puede haber un pozo libre de arsénico. Esta complejidad en el

comportamiento hace que la predicción de sus niveles en diferentes sitios resulte prácticamente imposible. En nuestro país el conjunto de patologías ocasionadas por los elevados niveles de As en el agua de bebida han sido definidas como Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE).

En la mayoría de las grandes áreas urbanas, que en general cuentan con servicios de agua centralizados, el problema de los recursos de agua potable contaminados con As, se ha mitigado mediante la instalación de plantas de tratamiento a gran escala o el aprovechamiento de recursos hídricos alternativos. En contraste, para el caso de pequeñas poblaciones periurbanas o rurales, actualmente no se dispone de tecnologías económicas y sencillas capaces de dar respuesta a este problema (Bundschuh et al. 2010, Litter et al. 2012, Litter et al. 2019). Si bien es conocido que muchos procesos basados en el empleo de materiales adsorbentes o sistemas de osmosis inversa resultan efectivos para la eliminación de este contaminante, muchos de los insumos requeridos para su funcionamiento son importados, por lo que los costos de mantenimiento generalmente se encuentran fuera del alcance de pequeños prestadores del servicio. Además, en muchos casos, hemos observado que las cooperativas proveedoras de agua potable y los pequeños municipios tampoco cuentan con personal capacitado para la operación de este tipo de tecnologías. Por este motivo, resulta imperioso fomentar desarrollos locales de tecnologías accesibles que permitan aportar soluciones alternativas y a largo plazo para esta importante problemática.

En este contexto las tecnologías basadas en el empleo de hierro cero-valente (ZVI) se presentan como herramientas prometedoras porque han sido probadas con éxito para la eliminación de una amplia variedad de contaminantes y pueden implementarse con relativa facilidad, utilizando materiales simples y ampliamente disponibles. Los mecanismos de eliminación de contaminantes en estos sistemas se basan en procesos físicos y/o químicos que involucran especies de Fe en diferentes estados de oxidación (Manning et al. 2002). En particular, se ha demostrado que el mecanismo de eliminación del arsénico implica tanto etapas de oxidación como de co-precipitación/adsorción (Noubactep 2007).

En base a los conocimientos adquiridos en estudios acerca del comportamiento de columnas rellenas con ZVI realizados en el marco de diferentes proyectos de Investigación, Extensión y de una tesis doctoral, nuestro grupo de trabajo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata (FI-UNLP) ha desarrollado un prototipo de planta para el tratamiento continuo de aguas contaminadas con arsénico. Como consecuencia de las actividades realizadas, varias plantas de tratamiento de diferentes escalas han sido probadas exitosamente tanto mediante ensayos de laboratorio con aguas artificialmente contaminadas con As como en pruebas de campo con aguas naturales. En particular, se han realizado pruebas para escalas del orden de los 700 litros/día y de los 2000 litros/día, respectivamente (Berardozzi 2019). Sin embargo, es importante considerar que estos caudales de tratamiento se encuentran por debajo de los requerimientos de agua potable de pequeñas comunidades.

Durante el año 2017 directivos de FEDECAP, Federación de Cooperativas de Agua Potable y Saneamiento de la Provincia de Buenos Aires, nos manifestaron su preocupación respecto del problema del arsénico y la necesidad, de pequeñas cooperativas de provisión de servicio de agua potable perteneciente a su Federación, de alcanzar el límite de 10 ppb en el agua para consumo. Por este motivo se empezó a trabajar en conjunto con las cooperativas de Verónica y Pininas, pertenecientes a FEDECAP, para la optimización y la adaptación del diseño de la planta desarrollada por FI-UNLP a las necesidades de las cooperativas.

OBJETIVOS

- Trabajar en conjunto con FEDECAP para la realización de pruebas de campo para

escalas de tratamiento superiores a los 2000 l/día. Evaluar la capacidad para obtener un desempeño parejo, en cuanto a caudales de tratamiento y velocidad de corrosión, de columnas que operando en paralelo permitan alcanzar los caudales de tratamiento requeridos y garantizar concentraciones de As por debajo de 10 ppb.

- Adaptar la planta desarrollada por la FI-UNLP a las necesidades de las cooperativas y a las características de las distintas matrices acuosas para obtener caudales de agua tratada que alcancen hasta 20 m^3/día.

MATERIALES Y METODOLOGÍA

El esquema general de los procesos en los que se basa la planta de remoción de As involucra tres etapas (Fig. 1), con funciones específicas que se describen a continuación. En el primer módulo, el agua a tratar atraviesa inicialmente un reactor tubular relleno con ZVI que es oxidado por el oxígeno disuelto (OD) presente naturalmente en el agua, produciendo especies de Fe(II) solubles. Al mismo tiempo, parte del Fe(II) formado también reacciona con el OD para producir especies insolubles de Fe(III) que forman productos de corrosión capaces de co-precipitar o adsorber una fracción mayoritaria del As presente en el agua dentro de la columna. La segunda etapa, de oxidación y contacto, se realiza en un tanque agitado continuamente para oxidar al Fe(II) soluble restante e inducir procesos adicionales de precipitación/coprecipitación que mejoran la eliminación de As. Finalmente, se incluye una etapa de filtrado para eliminar las especies precipitadas de hierro (responsables de la retención del As) y obtener concentraciones totales de Fe y de As por debajo de los límites permitidos para agua potable (0.3 ppm y 10 ppb, respectivamente).

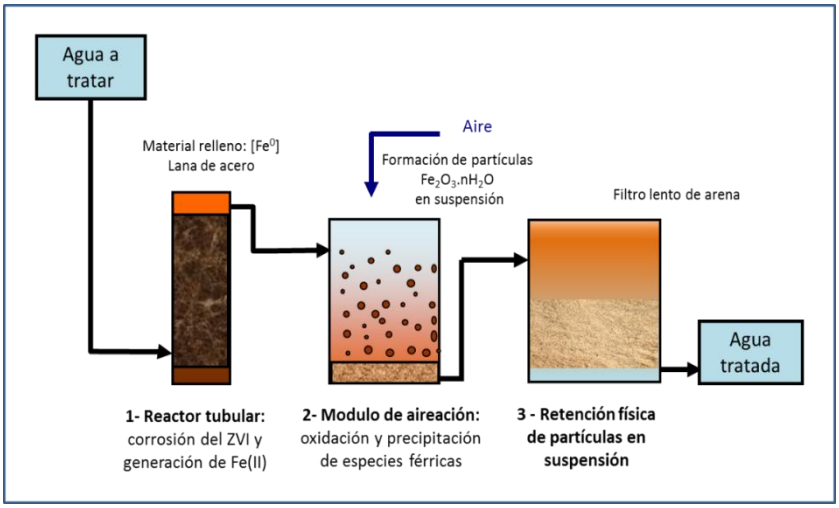


Figura 1. Esquema del proceso de tratamiento continuo basado en el empleo de ZVI.

Planta de tratamiento

Los primeros estudios fueron realizados utilizando un prototipo continuo, diseñado para tratar caudales de hasta 4000 litros por día (Fig. 2). El agua a tratar ingresa al sistema por gravedad desde un tanque elevado para luego pasar por un sistema de corrección automática de pH, que opera mediante una bomba dosificadora de HCl (ACQUATRON pH-CP 07/05) ubicada en la línea de ingreso del agua a tratar. La corriente se bifurca en dos líneas, cada una de ellas equipada con un caudalímetro (Fig. 3 derecha), que alimentan a dos reactores tubulares de 6800 ml de capacidad rellenos con lana de acero comercial (Mapavirulana ®) que trabajan en paralelo. El sistema cuenta además con un segundo módulo compuesto por un tanque con aireación y una tercera etapa que consta de un filtro

rápido a presión y un filtro lento de arena de operación descendente por gravedad. Para la prueba de esta planta con una matriz de agua real se trabajó en colaboración con FEDECAP para la coordinación de ensayos en campo.

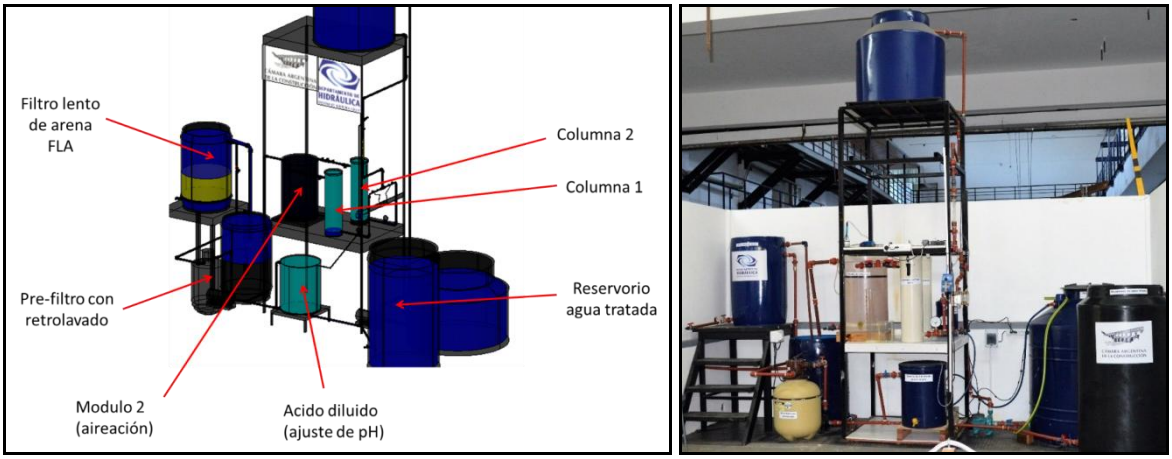


Figura 2. Esquema descriptivo y fotografías de la planta instalada en la FI-UNLP (Q_d = 4000 l/día).

Dada la envergadura de la planta de 4 m^3/día, se requiere cierta supervisión para su operación. Por lo tanto, para la realización de pruebas de campo fuera de la Facultad, se seleccionó la cooperativa de Verónica ya que dispone de personal capacitado para operar el sistema que se mostró interesado y entusiasmado por la realización de las experiencias en instalaciones de la cooperativa. Es importante resaltar la participación y la predisposición del responsable técnico y gerente de la institución, Ing. Luis Ojer, persona clave para la articulación entre la cooperativa y la FI-UNLP. Cabe destacar que el contenido promedio de As en los pozos que emplea la cooperativa de Verónica está por debajo de las 50 ppb (del orden de las 35 a 45 ppb). En este sentido, de acuerdo con la normativa actualmente vigente en la provincia de Buenos Aires no sería necesaria la aplicación de un tratamiento para la eliminación de As. Sin embargo, teniendo en cuenta los niveles guía planteados por la OMS y el CAA, y tomando en consideración los resultados previos alcanzados por nuestro grupo de trabajo, tanto la federación como la cooperativa consideran necesaria la optimización de tecnologías emergente que permita garantizar concentraciones de As por debajo de 10 ppb.

La planta diseñada fue probada en primer lugar en la FI-UNLP con agua de red contaminada artificialmente con As(V) (Fig. 2 derecha). La evolución del desempeño del sistema se realizó mediante determinaciones simultáneas de potencial óxido reducción (ORP/Redox) a la salida de cada columna y de la concentración de arsénico en el agua tratada a la salida de la planta durante el tiempo de vida útil del relleno. Para evaluar la eficiencia de remoción del sistema de filtrado también se realizaron determinaciones de color y turbiedad en las distintas etapas.

Figura 3. Planta para el procesamiento de 4000 l/día instalada en la cooperativa.

Una vez verificada la eficiencia del tratamiento, la planta fue trasladada e instalada en la Cooperativa de Verónica (Fig. 3). En el lugar de emplazamiento, la planta se alimenta desde una derivación del tanque elevado principal que distribuye el agua a la comunidad. De acuerdo con el protocolo de trabajo establecido en experiencias anteriores, luego de instalada la planta se capacitó al personal de la Cooperativa en cuestiones relacionadas con los fundamentos de la técnica de remoción, las tareas de operación de la planta y las determinaciones analíticas requeridas para el monitoreo del proceso (Fig. 3 izquierda). Las pruebas incluyeron el monitoreo periódico de la planta por parte de los operadores quienes, tres veces por semana, tomaron muestras de agua tratada para su posterior análisis el laboratorio de la Facultad (donde se determinaron los niveles de As, Fe(II), Fe(III), turbiedad y color). Eventualmente también se realizaron determinaciones del contenido de As en campo por parte de los operadores.

Determinaciones

Las determinaciones de ORP fueron realizadas in-situ mediante un electrodo combinado de Ag/AgCl. Las lecturas se efectuaron luego de la estabilización del sistema durante 5 min. En el laboratorio, las concentraciones de Fe(III) y Fe(II) en las muestras tomadas se cuantificaron espectrofotométricamente, a través de los complejos formados con KSCN y o-fenantrolina, respectivamente. La absorbancia del complejo de color formado con KSCN se registró a 525 nm y la del complejo formado con o-fenantrolina a 510 nm. Para la determinación de arsénico en las muestras de agua se empleó el método de azul de molibdeno. Las determinaciones de As en campo fueron realizadas con kit de tiras reactivas (MQuant^{TM}). Los valores de turbiedad y color se determinaron utilizando un medidor de turbiedad de mesada marca LaMotte modelo LTC3000we.

RESULTADOS

Para los estudios realizados en las instalaciones de la FI-UNLP se rellenaron ambas columnas con 1500 g de ZVI cada una y se comenzó una prueba con un caudal de trabajo aproximado 3000 mL/min. El sistema fue alimentado de manera continua las 24 hs. del día con agua de red contaminada artificialmente con 0.2 ppm de As(V). Para las determinaciones de ORP se instaló un porta electrodo a la salida de cada columna y antes de cada lectura se dejó estabilizar el sistema durante 30 minutos. Las determinaciones de As se realizaron sobre muestras tomadas a la salida del sistema de tratamiento completo (salida del FLA). Luego de un mes de operación se observó un buen desempeño del sistema, con concentraciones de As por debajo de 10 ppb para un volumen total de

tratamiento superior a los 100 m^3 (Figura 5). Sin embargo, se observó una diferencia notable entre los perfiles de ORP registrados a las salidas de las columnas dispuestas en paralelo.

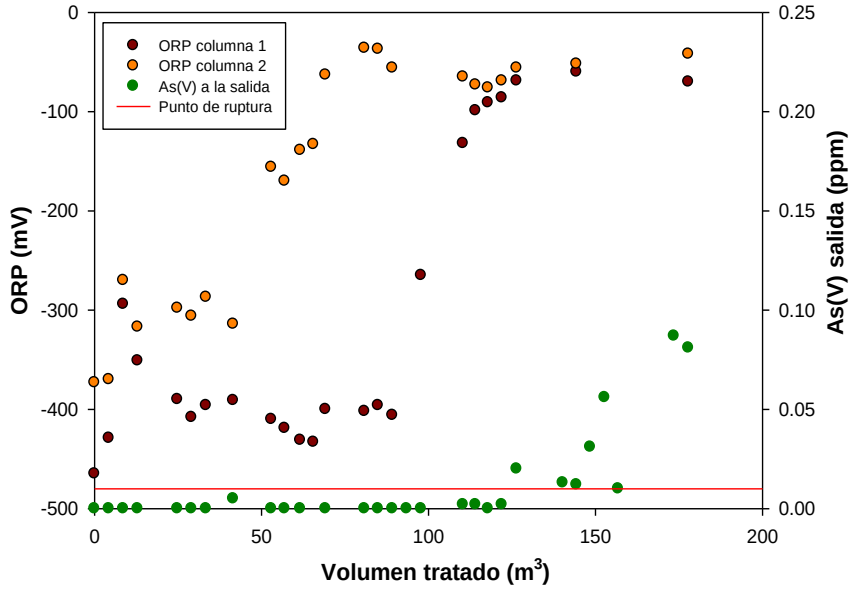


Figura 5. Perfiles de concentración de As(V) a la salida del sistema y de ORP a la salida de cada columna en función del volumen tratado.

Para determinar si la diferencia en los perfiles de ORP registrados se debía a problemas de bypass en alguna de las columnas, se evaluaron las distribuciones de tiempos de residencia (DTR) con trazadores en ambas columnas en simultáneo. Los resultados mostraron una gran diferencia en el comportamiento de ambas columnas, comprobándose así que el ineficiente desempeño de la columna 2 estaba asociado a la presencia de un canal preferencial o bypass en el relleno en la columna 2 generado posiblemente por un problema en el empacado. El tiempo de residencia efectivo de esta columna resultó aproximadamente de 3 a 5 minutos, mucho menor que el TRH de diseño (15 minutos). Cabe destacar que, dado el bajo tiempo de residencia promedio asociado a la columna 2, tanto la velocidad de consumo de O_2 disuelto como la producción de Fe(II) resultaron mucho menores que las correspondientes a la columna 1. Por lo tanto, como consecuencia de las diferencias en las tasas de corrosión de cada columna, los valores de ORP presentaron una importante divergencia y la columna 2 mostró un apartamiento prematuro del régimen de funcionamiento óptimo.

Por otra parte, con el objetivo de verificar el funcionamiento de los procesos de remoción de sólidos, se realizaron determinaciones de color y turbiedad para todas las etapas. Los resultados que se muestran en la Figura 6 permiten verificar un buen desempeño del filtro rápido de grava y del FLA para la remoción de color y turbiedad en esta escala de tratamiento. Por último, como señala la Figura 5, el punto de ruptura para el proceso de remoción se registró cuando los valores de ORP de ambas columnas superaron los -100 mV aproximadamente. Los resultados de esta prueba mostraron el potencial de las medidas de ORP a la salida de las columnas como instrumento de control de la eficiencia del proceso.

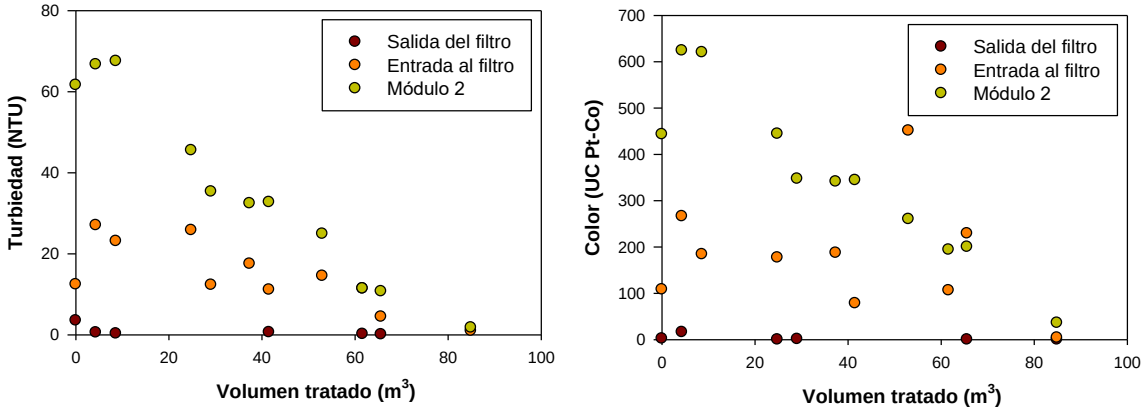


Figura 6. Remoción de turbiedad (izq.) y color (der.) por parte del pre-filtro rápido y el FLA.

Luego de comprobar la capacidad de remoción de As de la planta y verificar que la medida de ORP resulta un buen parámetro de monitoreo de la eficiencia del sistema, el protipo es traladado para iniciar las pruebas de campo en la localidad de Verónica. Los ensayos realizados en instalaciones de la cooperativa permitieron verificar un desempeño similar de las dos columnas en parelelo utilizando una matriz de agua subterranea real. Este comportamiento fue verificado mediante mediciones periódicas de caudal y determinaciones de ORP. Sin embargo, surgieron algunas dificultades en las etapas posteriores relacionadas con los procesos de oxidación de especies ferrosas y de remoción de particulas en suspensión. Las determinaciones de Fe(II) y Fe(III) realizadas in situ mostraron que, dada las características propias del agua de la región la etapa de aireación resulta insuficiente para oxidar todo el Fe(II) que eluye de las columnas. Ensayos posteriores, realizados en nuestros laboratorios con agua proveniente de la cooperativa de Verónica, comprobaron esta tendencia. Aunque las razones de este comportaiento aún se encuentran bajo estudio, para solucionar este inconveniente se adicionó un sistema de cloración y recirculación de la solución en el segundo módulo del prototipo. Esta modificación permitió resolver completamente el problema cinético asociado a la etapa de oxidación del Fe(II) que eluye de las columnas. Finalmente cabe señalar que, debido al alto caudal de operación de la planta, la cantidad de partículas generadas fué grande y por lo tanto la etapa final de filtración lenta requirió tareas de mantenimineto muy frecuentes. Por este motivo, resulta necesario avanzar en el estudio de la modificación de ciertos parámetros de diseño que permitan optimizar tanto de las etapas intermedias como finales del proceso relacionadas con la separación física de las partículas. Teniendo en cuenta que el armado de filtros que operan por gravedad resultó poco práctico e ineficiente, se decidió trabajar con dos filtros comerciales a presión.

Por otro lado, dado que incluso el caudal de 4000 l/día resultaba escaso para una pequeña localidad y que se requería realizar una nueva inversión para modificar las etapas de filtrado, se decidió emprender la construcción de una planta de mayor escala para el tratamieno de hasta 20 m^3/día e incorporar en esta nueva planta las modificaciones planteadas. La nueva planta fue directamente instalada en la Cooperativa de Verónica (Figura 7) y está equipada con 4 columnas rellenas de ZVI que trabajan en paralelo, un tanque agitado utilizado como módulo 2, y dos etapas de filtración rápida a presión en serie.

Las pruebas realizadas con la planta de 4 columnas en paralelo permitieron observar que, durante las etapas iniciales, inmediatas a la renovación del material reactivo, las columnas muestran tasas de generación de Fe(II) muy superiores a las requeridas para eliminar al completamente al As, incluso para concentraciones del mismo muy superiores a las típicamente encontradas en aguas de la Provincia de Buenos Aires. En este sentido, el empleo de una proporción Fe/As óptima permitiría tanto reducir los costos de

acondicionamiento del agua a tratar como el volumen de residuos generados. En consecuencia, actualmente se está trabajando en el desarrollo y la implementación de un nuevo protocolo de gestión del material reactivo que contemple el recambio del ZVI de manera alternada. Por otra parte, dada la envergadura de la planta hemos detectado la necesidad de evaluar estrategias para el monitoreo online de los procesos asociados a las diferentes etapas de tratamiento con la finalidad de incorporar, en el mediano plazo, elementos de automatización y control que permitan minimizar los requerimientos operativos.

Figura 7. Planta para el procesamiento de hasta 20.000 l/día instalada en la cooperativa de Verónica.

CONCLUSIONES

Las pruebas realizadas en la Facultad permitieron verificar la eficiencia de la tecnología para caudales del orden de los 2000 l/día y la potencialidad de la medida de ORP a la salida de las columnas como parámetro de control de la eficiencia del proceso global y el adecuado funcionamiento de cada uno de los lechos reactivos. Por otro lado, las pruebas de campo realizadas en la cooperativa de Verónica arrojaron resultados satisfactorios desde el punto de vista técnico, ya que permitieron verificar, utilizando una matriz de agua natural, que el diseño básico y la técnica empleada son eficaces para remover arsénico. Además hemos podido identificar los puntos claves a optimizar para lograr un diseño eficaz que pueda ser replicado, adaptado e implementado por diferentes organismos de responsables del servicio de provisión de agua potable en pequeñas localidades.

REFERENCIAS

J. Bundschuh *et al.*, 2012. One century of arsenic exposure in Latin America : A review of history and occurrence from 14 countries. *Sci. Total Environ.*, 429, pp. 2–35 (y referencias allí citadas).

J. Bundschuh *et al.*, 2010. Emerging mitigation needs and sustainable options for solving the arsenic problems of rural and isolated urban areas in Latin America e A critical analysis, 4.

M. I. Litter *et al.*, 2012. Small-scale and household methods to remove arsenic from water for drinking purposes in Latin America. *Sci. Total Environ.*, 429, pp. 107–122.

M. I. Litter *et. al.*, 2019. Arsenic in Argentina: Technologies for arsenic removal from groundwater sources, investment costs and waste management practices. *Sci. Total Environ., 690*, 778-789.

Manning, B.A., Hunt, M.L. & Amrhein, C., 2002. As(III) and As(V) reactions with zero-valent iron corrosion products. *Environmental Science & Technology*, 36, pp.5455–5461.

C. Noubactep, 2007. Processes of contaminant removal in 'Fe0 -H2O' systems revisited: the Importance of co-precipitation. *Environ. Sci.*, pp. 9–13.

E. Berardozzi, 2019. Estudio de columnas reactivas basadas en el empleo de Hierro Cero-Valente para la eliminación de contaminantes en agua. Tesis de doctorado. UNLP. Argentina

PROCESO COMBINADO DE ELECTROCOAGULACIÓN Y ELECTROOXIDACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA PESQUERA

Alvarez, Juan Martin[1,3], Arturi, Tatiana S.[2]; Bianchi, Gustavo L.[1,3]

[1] Grupo de Innovación Energética y Ambiental, Instituto Malvinas, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata
[2]Departamento de Ingeniería Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Plata
[3] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Calle 1 y 47 - La Plata (B1900TAG) - Buenos Aires - Argentina - Tel: (+54) (221) 425-8911,
tatiana.arturi@ing.unlp.edu.ar
juanmartin.alvarez@ing.unlp.edu.ar

Resumen

Los principales problemas ambientales de las industrias pesqueras son el alto consumo de agua y el alto contenido de materia orgánica y sal en sus aguas residuales. Los tratamientos electroquímicos podrían aprovechar la elevada salinidad del agua residual para la remoción efectiva de los contaminantes. En este trabajo se estudió a escala de laboratorio un proceso combinado de electrocoagulación y electrooxidación para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de la caballa de una instalación industrial ubicada en la provincia de Buenos Aires que descarga a colectora cloacal. La etapa de electrocoagulación logró remover la fracción más gruesa de la materia en suspensión mediante ánodos de aluminio, lográndose porcentaje de remoción de DQO de alrededor de 66,8% al pH natural de la muestra. Se ensayaron distintos tiempos de operación e intensidad de corriente y se comparó la electrocoagulación con el tratamiento convencional de coagulación-floculación, obteniéndose resultados prometedores del tratamiento por electrocoagulación respecto al convencional. El agua residual tratada por electrocoagulación se sometió a una electrooxidación empleando ánodo de grafito y cátodo de titanio, mediante el cual se alcanzó, tras 6 minutos de proceso, un valor de DQO final inferior al límite de vertido. Este estudio permitió sentar las bases para el diseño de modificaciones en la planta ya existente que permita obtener un efluente dentro de los parámetros de vertido acordes a la legislación vigente.

Palabras clave: aguas residuales; industria pesquera; electrocoagulación; electrooxidación.

Abstract

The main environmental problems of the fishing industries are the high consumption of water and the high content of organic matter and salt in their wastewater. Electrochemical treatments could take advantage of the high salinity of the wastewater for the effective removal of the contaminants. In this work, a combined process of electrocoagulation and electrooxidation was studied at laboratory scale for the treatment of effluents from the processing of mackerel from an industrial facility located in the province of Buenos Aires that discharges to a sewerage system. The electrocoagulation stage managed to remove the bulk of the suspended matter by means of aluminum anodes, achieving a COD removal percentage of around 66.8% at the natural pH of the sample. Different operation times and current intensity were tested, and electrocoagulation was compared with the conventional coagulation-flocculation treatment, obtaining promising results of the treatment by electrocoagulation with respect to the conventional one. The wastewater treated by electrocoagulation was subjected to electrooxidation using graphite anode and titanium cathode, by which it was reached, after 6 minutes of process, a final COD value lower than the discharge limit. This study allowed to lay the foundations for the design of modifications

in the existing plant that would allow to obtain an effluent within the discharge parameters according to the current legislation.

Key words: wastewater; primary treatment; electrocoagulation; electrooxidation.

INTRODUCCIÓN

La pesca juega un papel importante en el bienestar económico y social de las naciones. La pesca y sus recursos constituyen una amplia fuente de alimentos y alimentan a una gran parte de la población mundial, además de ser un enorme sector de empleo (Sunny y Mathai, 2015). Argentina es un país con una vasta actividad pesquera debido a condiciones favorables para tal explotación como las prolongadas costas sobre el Atlántico Sudoccidental, una plataforma continental de gran extensión y concentraciones importantes de peces pelágicos y demersales (FAO, 2005). Entre las especies más pescadas en el Mar Argentino se encuentran la corvina blanca, la merluza, la pescadilla, la raya, el atún y la caballa, totalizando las mismas en el año 2019 unas 399.616,6 toneladas de pescados desembarcados en todos los puertos de la nación MAGyP (2019). De la pesca total del país, aproximadamente la mitad suele corresponder a la ciudad de Mar del Plata, ubicada en la provincia de Buenos Aires, y los principales productos pesqueros industrializados en el país son las conservas de atún, caballa, sardina y filetes de merluza congelados (Dadon y Matteucci, 2006)

La industria pesquera consume una gran cantidad de agua y en consecuencia, este sector también genera grandes cantidades de aguas residuales. El grado de contaminación en las plantas de proceso de la industria pesquera varía con las operaciones realizadas: puede ser ligero (ej: operaciones de lavado), moderado (ej: fileteado) o fuerte (ej: agua con sangre drenada de los tanques de almacenamiento de pescado). En general, los efluentes del procesamiento de pescado pueden ser caracterizados por sus parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, olor, etc) y su contenido de orgánicos, fósforo y amoníaco. Parámetros importantes por considerar en los mismos son la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Grasas y Aceites (Tay et al., 2006). Generalmente, los efluentes del procesamiento de pescado suelen tener valores de pH relativamente neutros. Los valores de grasas y aceites pueden llegar hasta los 4000 mg/L, el valor de SST y de DBO puede ir desde unos pocos mg/L en ambos casos hasta alrededor de los 10000 y 20000 mg/L respectivamente, y la DQO puede oscilar entre los 500 mg/L y los 90000 mg/L en efluentes particularmente contaminantes (Chowdhury et al.,2010). Estos valores no sólo dependen de la operación de la cual se obtiene el efluente, sino también de la especie procesada. La carga contaminante del procesamiento de pescados azules como el atún, el jurel, el salmón y la caballa, es mucho mayor que la de pescados blancos debido a su alto contenido de aceites y al hecho de que estas especies no suelen ser evisceradas o limpiadas en el buque pesquero (Mendiola, et al. 1998).

El tratamiento de estas aguas residuales es particularmente difícil debido al alto contenido de materia orgánica, sales y a la importante cantidad de aceite y grasa que presentan. Estos factores, junto con el hecho de que estos efluentes presentan variaciones importantes en función del proceso de producción y de la materia prima procesada, dificultan el cumplimiento de los valores límite de vuelcos de las aguas residuales industriales y afrontar este problema de forma sostenible (Sunny y Mathai 2015).

Estos efluentes a menudo se someten a un tratamiento previo antes de descargarlos al sistema de alcantarillado para su posterior tratamiento en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas. El tratamiento de los efluentes de este tipo de industria incluye un pretratamiento que consiste en la eliminación de sólidos gruesos (recortes carnosos, espinas, y vísceras), un tratamiento que comprende operaciones

unitarias de coagulación y floculación seguido de flotación (Afonso y Bórquez, 2002; Aanand et al., 2017) para remover los contaminantes en suspensión o coloidales. En cuanto a la degradación de la materia orgánica disuelta, las aguas residuales se someten convencionalmente a tratamientos biológicos, sin embargo, una amplia variedad de sustancias inhibidoras, como la elevada salinidad, impiden en algunas ocasiones la aplicación satisfactoria del tratamiento biológico (Sunny y Mathai 2015).

En este contexto los tratamientos electroquímicos, como la electrocoagulación y la electrocoagulación, se presenta como una alternativa interesante respecto de los métodos mencionados anteriormente. Su versatilidad, eficiencia energética, capacidad de automatización y relación costo-eficacia las vuelven atractivas para aguas residuales con estas características (Feng et al., 2016)

La electrocoagulación involucra la aplicación de un potencial eléctrico a electrodos metálicos, contenidos en una celda electroquímica, de manera de generar la disolución de uno de ellos, originando productos de hidrólisis (hidróxidos y/o polihidróxidos) que desestabilizan contaminantes formando flóculos con los mismos, los que posteriormente son eliminados por flotación o decantación (Holt et al, 2002; Sergio Garcia-Segura et al, 2017). Las reacciones de óxido-reducción también generan pequeñas burbujas de hidrógeno y oxígeno que arrastran contaminantes de baja densidad hacia la superficie del cuerpo de agua, facilitando la remoción de estos por flotación (Pavas, 2012). Por su semejanza con la coagulación, es importante resaltar que la electrocoagulación presenta una mayor eficiencia, que se debe a que los cationes generados presentan mayores porcentajes de remoción frente a los provenientes de productos químicos. Además, de usar equipos pequeños es posible obtener costos razonables de funcionamiento, posible automatización y menor generación de barros (Holt et al, 2002; Belkacem et al., 2010; Elham et al., 2011).

Genéricamente, las reacciones que suceden pueden expresarse según las ecuaciones de 1 a 4 (Vepsäläinen y Sillanpää 2020):

- ***Reacción anódica*** *(disolución del metal):*

$$Me(s) \rightarrow Me^{n+}(aq) + n.e^{-} \quad (1)$$

- *Hidrolisis:*

$$Me^{m+}(aq) + n.H_2O \leftrightarrow Me(OH)_n^{m-n} + nH^{+}(aq) \quad (2)$$

- ***Reacción catódica*** *(formación de hidrógeno e hidróxidos):*

$$2.H_2O + 2.e^{-} \rightarrow H_2(g) + 2.(OH)^{-}(aq) \quad (3)$$

$$2.H^{+} + 2.e^{-} \rightarrow H_2(g) \quad (4)$$

La electrocoagulación, al igual que la coagulación química, tiene una marcada dependencia con el pH de la solución. Esto se debe a la distribución de especies en el medio en función de este parámetro A valores bajos de pH, el catión simple del metal Me^{n+} es la forma presente; a medida que el pH comienza a aumentar, los hidrocomplejos de los cationes comienzan a aparecer (Barrera-Díaz et al., 2018). Al igual que en la coagulación química, el aluminio y el hierro son los metales más empleados. En el caso del aluminio, el mismo puede formar numerosos complejos como $Al^{+3}, Al(OH)^{+2}, Al(OH)_2^{+}, Al(OH)_3$ y $Al(OH)_4^{-}$. Sin embargo, respecto a la desestabilización coloidal, la especie más significante es el precipitado de hidróxido de aluminio $Al(OH)_3(s)$; el pH del punto de carga nula de esta especie es aproximadamente 6,5 con lo cual en este punto el potencial zeta es cero y la desestabilización coloidal es máxima (Benjamin y Lawler, 2013).

La electrooxidación es la conversión de los contaminantes orgánicos en dióxido de carbono y agua (Tiwari et al., 2020) La oxidación de los contaminantes se lleva a cabo, cuando estos reaccionan con las especies oxidantes formadas en el ánodo (Wang et al., 2007). En el caso de contar con cloruros en solución, la oxidación se logra por medio de las

especies cloradas activas, las cuales se producen según las reacciones 5 a 7 (Dominguez et al. 2018):

$$2\,Cl^- \rightarrow Cl_2(aq) + 2\,e^- \quad (5)$$

$$Cl_2(aq) + H_2O \rightarrow HClO + Cl^- + H^+ \quad (6)$$

$$HClO \leftrightarrow H^+ + ClO^- \quad (7)$$

El ácido hipocloroso y el anión hipoclorito mantienen un equilibrio dependiente fuertemente del pH del medio. A pH ácido, el ácido hipocloroso está en mayor proporción, y al aumentar el pH por encima de 8 se invierte esta tendencia. Debido a que el poder oxidante del ácido hipocloroso es mayor, es preferible trabajar a pH neutro o ácido para favorecer la degradación de los contaminantes (Mandal et al., 2020).

Un aspecto crucial en la aplicación de este tratamiento es la selección de los electrodos, en especial del ánodo. Es necesario que estos tengan un elevado sobrepotencial para la evolución de oxígeno, ya que es la reacción de mayor competencia para la producción de especies oxidantes (Gengec, 2017). Entre los materiales empleados se encuentran el diamante dopado con boro (Da Silva et al., 2019), el SnO_2 (Xie et al., 2017), el PbO_2 (Mandal et al., 2020), por citar algunos. Una alternativa interesante a los mismos es el uso de grafito, el cual tiene una amplia ventana de potencial de trabajo, bajo costo, es químicamente inerte, posee un gran área superficial y, además de un alto sobrepotencial de evolución de hidrógeno, posee un bajo sobrepotencial de evolución de Cl_2, lo cual aumenta la eficiencia de corriente para la reacción de interés (GilPavas et al., 2017).

Este trabajo persigue estudiar a escala de laboratorio un proceso acoplado de electrocoagulación y electrooxidación para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de la caballa de una instalación industrial ubicada en la provincia de Buenos Aires que descarga a colectora cloacal. Se analizó la capacidad del tratamiento electrocoagulación/electrooxidación de eliminar los contaminantes orgánicos medidos como DQO para cumplir con la normativa vigente y la incidencia de factores de operación como el tiempo de electrocoagulación y electrooxidación y el pH inicial del agua residual.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización de las muestras

Se recibió de una industria procesadora de caballa de la ciudad de Mar del Plata y se determinó su valor de DQO mediante la técnica colorimétrica de reflujo cerrado (APHA Method 5210: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) y utilizando un espectrofotómetro DR 3900 de la marca Hach. La concentración de cloruros fue determinada por el método titulométrico de Mohr, el pH se determinó con un pHmetro Hanna HI2211 y la conductividad con un conductivímetro La Motte Con6Plus. El rango de los parámetros más relevantes para el estudio puede verse en la Tabla 1, donde también se muestran los límites para descargar a Colectora Cloacal (Res.336/03)

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del efluente y límites para descargar

Parámetro	Valor	Límites para descargar a Colectora Cloacal (Res.336/03)
DQO (mg/L)	2900 – 4800	<700
pH	7 – 7,8	7 – 10
Cloruros (mg/L)	3200 – 23500	-
Turbidez (NTU)	>1000	-

Interferencia de cloruros

La presencia de especies en solución susceptibles de ser oxidadas representa un error por exceso en la medición de DQO. Entre estas especies la más importante es el cloruro (Cl^-), el cual reacciona con el Ag_2SO_4 (responsable de catalizar la oxidación) precipitando como AgCl (Martins et al., 2008) como puede verse en la reacción 8. A su vez, la oxidación de los cloruros produce un error por exceso en la determinación (reacción 9). La mezcla reactiva estándar contempla una interferencia de hasta 2 g/L de Cl^- mediante el agregado de $HgSO_4$, el cual reacciona con el Cl^- formando $HgCl_2$ (Khopkar, 2007), un complejo de color amarillo flúor que no se oxida durante la digestión:

- Reacciones indeseadas:

Pérdida de catalizador:

$$Ag_2SO_4 + 2.Cl^- \rightarrow 2.AgCl + (SO_4)^{-2} \quad (8)$$

Error por exceso:

$$6.Cl^- + Cr_2O_7^{-2} + 14.H^+ \rightarrow 3.Cl_2 + 2.Cr^{+3} + 7H_2O \quad (9)$$

- Neutralización de la interferencia:

$$HgSO_4 + 2.Cl^- \rightarrow HgCl_2 + (SO_4)^{-2} \quad (10)$$

Se propuso una corrección a la técnica que consistió en añadir 0,1 gramos del $HgSO_4$ para poder procesar muestras de hasta 30 g/L de Cl^- en solución, de acuerdo a la relación estequiometrica de la reacción 10.

Debido a la variabilidad de cloruros en cada muestra, al cargar los reactivos para determinar DQO debe haberse medido con anterioridad la concentración de los mismos y estimar de esta manera la cantidad de $HgSO_4$ a añadir al vial.

Se comparó la conductividad de los distintos efluentes a 25 °C con la concentración de Cl^- presente y se observó una relación lineal entre estos valores, tal como se aprecia en la Figura 1. Esta relación es de particular interés ya que provee al operador de planta con una noción de la concentración aproximada de Cl^- a tener en cuenta para la medición de DQO, y como reactivo para la oxidación de la materia orgánica soluble durante la etapa de electrooxidación.

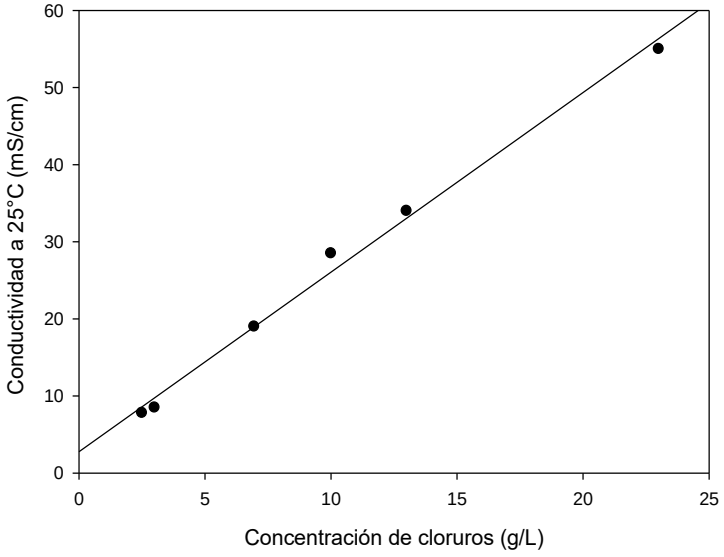


Figura 1. Relación entre la conductividad a 25°C y la concentración de cloruros

Electrocoagulación y electrooxidación

Diferentes electrodos fueron probados con una muestra anterior a la pertinente a este trabajo. Con base en esos ensayos, se optó por un ánodo de aluminio y un cátodo de titanio para esta fase del tratamiento, utilizando un volumen de efluente de 0,2 litros. Previo a cada ensayo, los electrodos fueron lijados durante dos minutos y enjuagados con agua destilada. Una vez tratado por EC, se separaron 150 mL de la fase tratada y se los sometió a EO utilizando ánodos de grafito y cátodos de titanio. La corriente fue aplicada con una fuente Keithley 2260b-30-72.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se ensayó a PH natural del agua residual a diferentes tiempos de operación de electrocoagulación fijando una intensidad de corriente de 0,5 amperes. Los resultados obtenidos se muestran en la Figura 2. Se puede observar que la concentración disminuye notablemente al primer minuto de operación y luego se estabiliza en un valor de 1590 mg DQO/L a partir de los 2 minutos de tratamiento. Esto equivale a un porcentaje de remoción de DQO del 66,8%. Azli y Azoddein obtuvieron un porcentaje de remoción de DQO similar en el tratamiento de efluentes oleoquímicos por electrocoagulación al mismo pH de trabajo (Azli and Azoddein 2020), así como Nidhessh y colaboradores lograron una remoción de DQO cercana al 60% trabajando al pH natural de la muestra como condición óptima en el tratamiento de aguas industriales mixtas (Nidheesh et al. 2020). La EC se perfila, por ende, como un buen tratamiento para remover el grueso de los contaminantes, pero manifiesta la necesidad de una técnica complementaria para tratar efluentes con una alta carga orgánica.

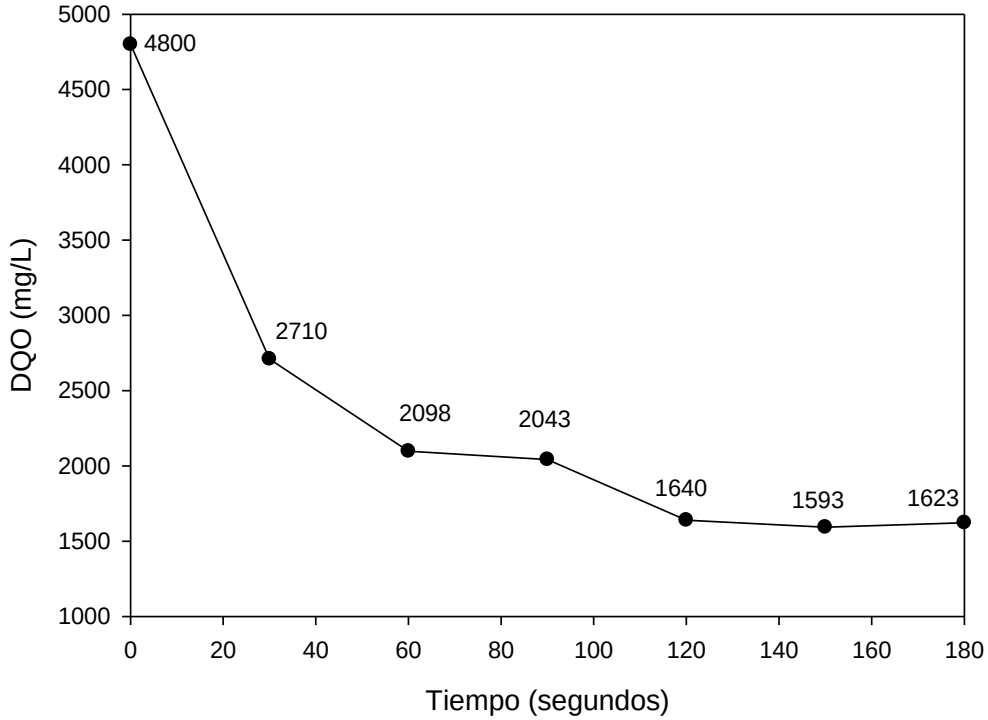


Figura 2. Electrocoagulación a distintos tiempos.

Si bien a los 2,5 minutos se alcanzó un valor de DQO final ligeramente menor que a 2 minutos, se opta por este último tiempo debido a que el consumo de aluminio y de corriente es un 20% menor. Aceptado este tiempo de tratamiento, se repitió este ensayo comparándolo con otras combinaciones de tiempo y corriente que aportaran al efluente la

misma concentración teórica de aluminio en solución, y a su vez evaluando el resultado que se obtendría añadiendo un coagulante químico (PAC, policloruro de aluminio al 23%) en esa misma concentración. No se hallaron grandes diferencias entre los ensayos de EC en términos de DQO y turbidez final, pero el coagulante químico fue claramente inferior en el tratamiento como puede verse en la Tabla 2. Una diferencia sustancial entre el agregado de aluminio vía electrolítica y vía dosaje de sal es el hecho de que, si bien las concentraciones de aluminio añadidas pueden ser las mismas, durante la EC se produce el burbujeo de gases propios de la electrólisis del agua, los cuales favorecen la flotación de los flocs formados y la separación de los contaminantes (Barrera-Díaz, Balderas-Hernández, and Bilyeu 2018). Los resultados obtenidos están en concordancia con Chen y colaboradores, quienes hallaron que la EC sobrepasa en gran manera a la coagulación química en el tratamiento de aceites emulsionados (Chen et al. 2020). Padmaja y colaboradores hallaron también que el tratamiento por EC produce un agua más clara y con menor turbidez que por coagulación química, como puede verse en el resultado de los valores de turbidez obtenidos por cada método en este efluente (Padmaja, Cherukuri, and Anji Reddy 2020).

Tabla 2. Comparación entre iguales concentraciones de aluminio.

Parámetro	Tratamiento				
	0,5 A 2 min	1 A 1 min	2 A 0,5 min	0,25 A 4 min	PAC
DQO (mg/L O2)	1590	1610	1535	1545	2640
Turbidez (NTU)	20,8	19,4	15,1	14,9	909

El sobrenadante obtenido del proceso de electrocoagulación se sometió a un tratamiento por electrooxidación con un ánodo de aluminio y un cátodo de titanio aplicando una corriente de 10 amperes. En la Figura 3 se muestran los valores de DQO obtenidos en función del tiempo de tratamiento. A los 6 minutos de tratamiento se logró disminuir la DQO por debajo del límite permitido. A un pH similar de trabajo, Gengec halló que la combinación entre EC y EO también fue adecuada para el tratamiento de efluentes con una elevada carga orgánica (Gengec 2017), como así también GilPavas y colaboradores aplicaron la EO utilizando también electrodos de grafito luego de EC para el tratamiento de efluentes textiles con positivos resultados (GilPavas et al. 2017).

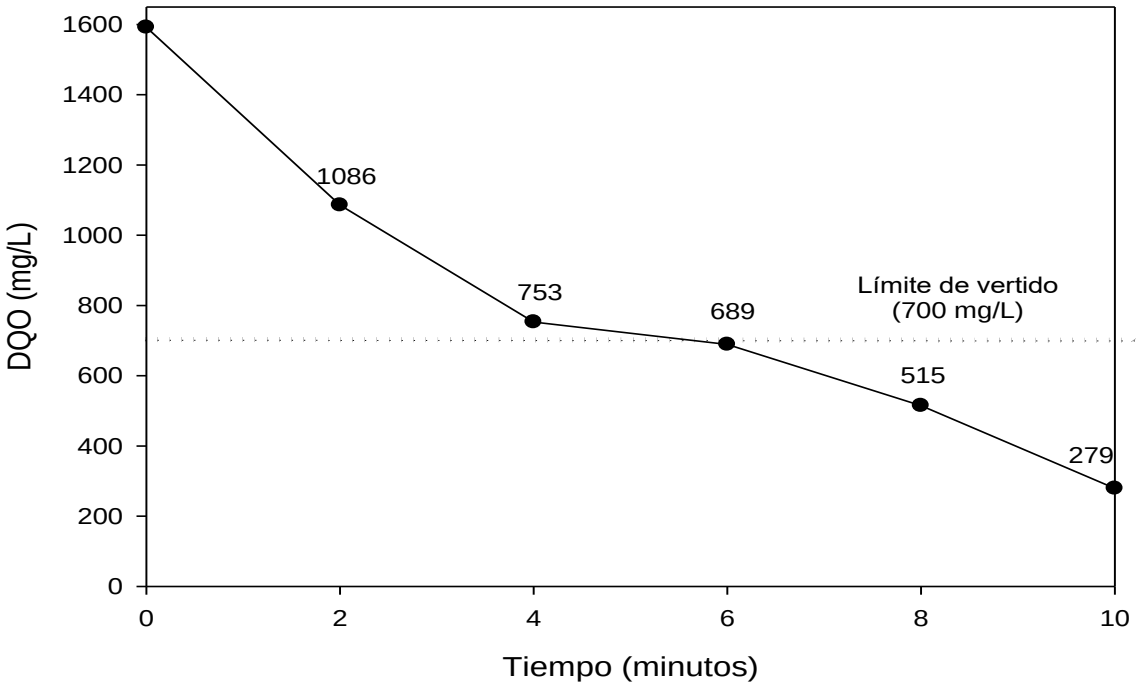


Figura 3. Electrooxidación a distintos tiempos de tratamiento.

CONCLUSIONES

La electrocoagulación seguida de electrooxidación ha probado ser un método efectivo para el tratamiento de efluentes del procesamiento de la caballa, aprovechando el elevado valor de conductividad y la alta presencia de cloruros. Si bien la EC no es suficiente para obtener un agua en condiciones de vertido, con 2 minutos de aplicación a 0,5 amperes se logra un efluente con un 68% menos de DQO, lo cual sobrepasa de manera amplia a la remoción obtenida por el agregado de la misma cantidad de aluminio en la coagulación química, tanto en DQO como en turbidez final. Un posterior tratamiento mediante EO logra en 6 minutos a 10 amperes un efluente con una DQO por debajo del límite de vertido, con lo cual en menos de 10 minutos se puede lograr un tratamiento satisfactorio de estas aguas residuales, minimizando el tiempo de retención hidráulica y, por ende, el tamaño de los equipos a necesitar, logrando un sistema compacto de tratamiento.

REFERENCIAS

Aanand, S., Divya, M., Deepak, T., Padmavathi, P. y Manimekalai, D. 2017. Review on seafood processing plant wastewater bioremediation–A potential tool for waste **management. IJAR, 3(7), 01-04.**

Afonso, M. D. y Bórquez, R. 2002. Review of the treatment of seafood processing wastewaters and recovery of proteins therein by membrane separation processes—prospects of the ultrafiltration of wastewaters from the fish meal industry. Desalination, 142(1), 29-45.

Azli, F. A.M., and A. A.M. Azoddein. 2020. Removal of Chemical Oxygen Demand (COD) and Total Suspended Solid (TSS) Using Electrocoagulation Process for Treatment of Oleochemical Wastewater. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering 736 (2)

Barrera-Díaz, C. E., Balderas-Hernández, P.y Bilyeu, B. 2018. Electrocoagulation: Fundamentals and Prospectives. In Electrochemical Water and Wastewater Treatment, 61-76

Belkacem, M., Khodir, M. y Abdelkrim, S. 2010. Using electrocoagulation -electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. Desalination, 250, 573-577.

Benjamin, M. M. y Lawler, D. F. 2013. Water quality engineering: Physical/chemical treatment processes. John Wiley & Sons.

Chen, Yi mei, Wen ming Jiang, Yang Liu, and Ya Kang. 2020. Quantitative Contribution Study and Comparison between Electrocoagulation, Anode-Electrocoagulation and Chemical Coagulation Using Polymer-Flooding Sewage. Chemosphere 250: 126128.

Chowdhury, P., Viraraghavan, T.y Srinivasan, A. 2010. Biological treatment processes for fish processing wastewater–A review. Bioresource technology, 101(2), 439-449.

Da Silva, S. W., Navarro, E. M., Rodrigues, M. A., Bernardes, A. M. y Pérez-Herranz, V. 2019. Using p-Si/BDD anode for the electrochemical oxidation of norfloxacin. Journal of Electroanalytical Chemistry, 832, 112-120.

Dadon, J. R. y Matteucci, S. D. 2006. Caracterización de las grandes regiones costeras argentinas. Manual de manejo costero para la provincia de Buenos Aires, 11-39.

Dominguez, C. M., Oturan, N., Romero, A., Santos, A. y Oturan, M. A. 2018. Lindane degradation by electrooxidation process: effect of electrode materials on oxidation and mineralization kinetics. Water research, 135, 220-230.

FAO. (2005). "La República Argentina - Perfil Pesquero." Fishery Country Profile.. Food and Agricultural Organization of the United Nationts http://www.fao.org/fi/oldsite/FCP/es/ARG/profile.htm.

Feng, Y., Yang, L., Liu, J. y Logan, B. E. 2016. Electrochemical technologies for wastewater treatment and resource reclamation. Environmental Science: Water Research & Technology, 2(5), 800-831.

Gengec, E. 2017. Treatment of highly toxic cardboard plant wastewater by a combination of electrocoagulation and electrooxidation processes. Ecotoxicology and Environmental Safety, 145, 184-192.

GilPavas, E., Arbeláez-Castaño, P., Medina, J. y Acosta, D. A. 2017. Combined electrocoagulation and electro-oxidation of industrial textile wastewater treatment in a continuous multi-stage reactor. Water Science and Technology, 76(9), 2515-2525.

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M. y Mitchell, C. A. 2002. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 211(2-3), 233-248.

Khopkar, S. M. 2007. Environmental pollution monitoring and control. New Age International.

MAGyP. 2019. "Desembarques de Capturas Maritimas Totales - Por Especie y Puerto (T)." Pesca Marítima - Desembarques. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina. https://www.magyp.gob.ar

Mandal, P., Yadav, M. K., Gupta, A. K., & Dubey, B. K. 2020. Chlorine mediated indirect electro-oxidation of ammonia using non-active PbO2 anode: influencing parameters and mechanism identification. Separation and Purification Technology, 116910.

Martins, A. F., de Jesus, L. E., Vendruscolo, N., Vasconcelos, T. G., & Wilde, M. L. 2008. Semi-Micro Reflux Procedure for Minimization of Chloride Interference by COD Determination. CLEAN–Soil, Air, Water, 36(1), 66-69.

Mendiola, S., Achútegui, J. J., Sánchez, F. J. y San José, M. J. 1998. Polluting potential of wastewater from fish meal and oil industries. Grasas y Aceites, 49(1), 30-33.

Nidheesh, P. V., Abhijeet Kumar, D. Syam Babu, Jaimy Scaria, and M. Suresh Kumar. 2020. Treatment of Mixed Industrial Wastewater by Electrocoagulation and Indirect Electrochemical Oxidation. Chemosphere 251: 126437.

Padmaja, K., Jyotsna Cherukuri, and M. Anji Reddy. 2020. A Comparative Study of the Efficiency of Chemical Coagulation and Electrocoagulation Methods in the Treatment of Pharmaceutical Effluent. Journal of Water Process Engineering 34 (August 2019): 101153.

Pavas, E. G. 2012. Aplicación de la electroquímica en el tratamiento de aguas residuales. Cuadernos de Investigación, (65).

Sergio Garcia-Segura, Maria Maesia S.G. Eiband, Jailson Vieira de Melo, Carlos Alberto Martínez-Huitle. 2017. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. Journal of Electroanalytical Chemistry 801, 267-299.

Sunny, N. y Mathai, L. 2015. Physicochemical process for fish processing wastewater. Efficient Management of Wastewater from Manufacturing: New Treatment Technologies, 113.

Tay, J. H., Show, K. Y. y Hung, Y. T. 2006. Seafood processing wastewater treatment. Waste treatment in the food processing industry, 29-66.

Tiwari, B., Drogui, P. y Tyagi, R. D. 2020. Removal of emerging micro-pollutants from pharmaceutical industry wastewater. In Current Developments in Biotechnology and Bioengineering, 457-480

Vepsäläinen, M. y Sillanpää, M. 2020. Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. In Advanced Water Treatment, 1-78

Wang, L. K., Hung, Y. T. y Shammas, N. K. 2007. Advanced physicochemical treatment technologies (pp. 57-83). Totowa, NJ: Humana Press.

Xie, R., Meng, X., Sun, P., Niu, J., Jiang, W., Bottomley, L. y Crittenden, J. 2017. Electrochemical oxidation of ofloxacin using a TiO2-based SnO2-Sb/polytetrafluoroethylene resin-PbO2 electrode: Reaction kinetics and mass transfer impact. Applied Catalysis B: Environmental, 203, 515-525.

DEGRADACION DE ÁCIDO ACETIL SALICÍLICO POR PROCESOS FENTON EN AGUAS DE UN LAGO ÁCIDO NATURAL. INFLUENCIA DE LA RADIACIÓN

Nichela, D. A.; Pedrozo,F.L.

Grupo de Estudio de Calidad de Aguas y Recursos Acuáticos, INIBIOMA, CCT- Patagonia Norte, CONICET. Centro Regional Universitario Bariloche. UNComa. Bariloche, Río Negro Argentina.Dirección: Quintral 1250 (8400) Bariloche Argentina
tel: +54 294 4428505 int. 404
E-mail: dnichela@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN

Se estudió la degradación de un compuesto orgánico modelo mediante procesos Fenton utilizando H_2O_2 y agua del Lago Caviahue como matriz de reacción y fuente de hierro. Particularmente, se buscó determinar el efecto de la radiación en el desarrollo de la reacción. Para esto, empleando Ácido Acetil Salicílico (AAS) como sustancia modelo, se llevaron a cabo ensayos de degradación de este compuesto en soluciones preparadas con agua filtrada del Lago Caviahue y H_2O_2 agregada. Las experiencias se realizaron en presencia y en ausencia de luz, previa caracterización de la lámpara que se utilizó como fuente de radiación y cuyo perfil mostró una elevada emisión en el UV cercano y el visible. Las concentraciones de hierro medidas en agua del lago filtrada fueron $[Fe^{2+}] = 1.25 \times 10^{-2}$ mM y $[Fe^{3+}] = 6.7 \times 10^{-2}$ mM. Se emplearon concentraciones de AAS y H_2O_2 iguales a 0.5 mM y 1 mM, respectivamente. Como blanco del ensayo fotoquímico, se irradió una solución de AAS sin agregado de H_2O_2. Se determinó la evolución temporal de los espectros de absorbancia y, utilizando HPLC, la concentración del compuesto modelo. El análisis de los espectros indica que el AAS se degrada en presencia y en ausencia de radiación. Dado que el espectro del blanco no varió con el tiempo, se concluye que la degradación observada en la experiencia fotoquímica, no está asociada a la fotólisis directa del AAS, sino al efecto de la irradiación sobre los procesos Fenton y/o tipo Fenton. Pese a que en ambos sistemas se produce la degradación del AAS, la irradiación genera un aumento de velocidad en la oxidación: el ensayo fotoquímico alcanza el mismo grado de avance de la reacción que el térmico en un tiempo 6 veces menor. Este tratamiento podría constituir una alternativa para complementar tratamientos convencionales en aguas de pH extremo.

Palabras clave: (Procesos Fenton; Lago Ácido Natural; Radiación).

ABSTRACT

The degradation by Fenton processes of a model organic compound was studied using H_2O_2 and water from Lake Caviahue as reaction matrix and iron source. Particularly, it was sought to determine the effect of radiation on the reaction. Degradation tests were performed using Acetyl Salicylic Acid (ASA) as model substance, in solutions prepared with filtered water from Lake Caviahue and added H_2O_2. The experiments were carried out in the presence and in the absence of light. Previously, the lamp used as radiation source was characterized, showing intense emission peaks in the visible and near-UV region. The iron concentrations measured in filtered lake water were $[Fe^{2+}] = 1.25 \times 10^{-2}$ mM and $[Fe^{3+}] = 6.7 \times 10^{-2}$ mM. ASA and H_2O_2 concentrations of 0.5 mM and 1 mM, respectively, were used. As blank solution for the photochemical test, a solution of ASA was irradiated without the addition of H_2O_2. The time evolution of the absorbance spectra and the concentration of the model compound (HPLC) were determined. Analysis of the spectra indicated that ASA degrades in the presence and absence of radiation. As the blank´s spectrum did not show variation it can be concluded that degradation, in the photochemical experience, is not associated with direct photolysis of ASA, but with the effect of irradiation upon the Fenton and / or Fenton-type

processes. Although ASA is degraded in both systems, irradiation produces an increase in oxidation rate: the photochemical experiment reaches the same conversion degree that the thermal system in a timescale 6 times shorter. This treatment gains interest as an alternative technique to complement conventional treatments in extreme pH waters.

Keywords: (Fenton Processes; Natural Acid Lake; Radiation).

INTRODUCCIÓN

El impacto del vertido de residuos urbanos en cuerpos de agua neutros o alcalinos es conocido: el ambiente se modifica deteriorándose como fuente de agua potable (Elser et al. 2007 y Zhongyao et al 2020). No obstante, existen cuerpos de agua ácidos, donde el efecto de las aguas residuales, la transformación de la materia orgánica y los posibles procesos de recuperación, prácticamente no han sido estudiados. Entre este tipo de ambiente se encuentra el Lago Caviahue (LC) que se ubica en el Parque Provincial Copahue-Caviahue a los 37º53' S y 71º 02' O en el los Andes Neuquinos (Dto. Ñorquín) a 1600m smn. En sus márgenes se asienta la Villa Caviahue con una población estable de 500 habitantes que aumenta a 2000 por turismo termal (verano) y ski (invierno). El LC está caracterizado por altas concentraciones de Al, Ca, Fe, SO_4^{2-}, P total, N total, N-NO_3^-,y N-NH_4^+, con concentraciones promedio de 40 mg/L, 28.4 mg/L, 20.4 mg/L, 478 mg/L, 0.51 mg/L, 0.2 mg/L, 0.035 mg/L y 0.05 mg/L, respectivamente (Diaz *et al.,* 2007). Asimismo, el carbono orgánico total promedio, medida asociada al contenido de materia orgánica, es de 0.977 ppm. En este lago ácido natural, los valores de pH registrados (Pedrozo et al., 2010) se encuentran dentro del rango óptimo en el que se espera se desarrollen procesos Fenton y tipo Fenton (Pignatello 1992), en los cuales el hierro (como anión ferroso y férrico, respectivamente) interviene en una serie de reacciones que descomponen H_2O_2 generando especies oxidantes altamente reactivas capaces de atacar a contaminantes refractarios a métodos convencionales (Rodriguez *et al*., 2005; Pignatello *et al*., 2006). El desarrollo de estos procesos está directamente influenciado por la radiación lumínica (Rodriguez *et al*., 2005). La alta concentración de hierro en LC y su rango de pH sugieren la existencia de reacciones naturales tipo Fenton (Nichela et al., 2019.), en presencia de H_2O_2, que pueden ser afectados por la radiación solar. El objetivo de este trabajo fue estudiar la degradación de un compuesto orgánico modelo mediante procesos tipo Fenton empleando H_2O_2 y agua del Lago Caviahue como matriz de reacción y fuente de hierro. Se buscó determinar el efecto de la radiación en el desarrollo de la reacción, para lo cual se realizaron los ensayos en oscuridad y bajo irradiación. Se utilizó Ácido AcetilSalicílico (AAS) como compuesto modelo. El criterio de selección se basó en la gran frecuencia de uso en la población general, por lo que se lo considera un buen representante de la contaminación en aguas residuales. Esta sustancia es un compuesto ampliamente utilizado como antipirético, antiflamatorio y antiagregante plaquetario. El AAS pertenece a la familia de los salicilatos y derivados, sustancias con efectos potenciales adversos sobre el medio ambiente (Szabó et al., 2014), como por ejemplo, el generar un efecto ototóxico o anomalías fetales y depresión del sistema nervioso central dependiendo de la vía de ingreso al organismo (Tian et al, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las experiencias se realizaron en una cámara para aislamiento y control de temperatura, en la que se instaló un arreglo de lámparas UVA/UVB (BLV MHL404) como fuente de radiación en los ensayos fotoquímicos. Previo a las experiencias degradativas se realizaron medidas espectrorradiométricas para caracterizar las lámparas. La potencia a cada longitud de onda de la radiación incidente sobre las muestras, se determinó en el rango de 300 a 800 nm empleando un espectro radiómetro Ocean Optics USB2000 (con detector UV2//OFLV-4 lente L2 y 25 µm de rendija). Se realizaron medidas con y sin difusor, a fin de detectar posibles diferencias de intensidad.

Los experimentos de degradación se realizaron con Ácido Acetil Salicílico (AAS) como materia orgánica modelo, empleando agua de LC como matriz de reacción y agregando peróxido de hidrógeno en condiciones oscuras y radiativas. Para esto se prepararon soluciones utilizando agua filtrada del Lago Caviahue (recolección octubre 2019; Brazo Norte, medidas de campo: pH= 3.1, Conductividad= 1321 µS/cm, medidas de laboratorio: $[Fe^{3+}]$= 3.74 mg/L =6.7 x 10^{-2} mM, $[Fe^{2+}]$= 0.70 mg/L=1.25 x 10^{-2} mM). Se emplearon concentraciones de AAS y H_2O_2 iguales a 0,5 mM y 1,0 mM, respectivamente. Se realizó un seguimiento de la temperatura, a fin de controlar que no hubiera un aumento de más de 1°C durante la exposición a la luz UV. Con el objetivo de determinar si la disminución de concentración del contaminante modelo durante el proceso radiativo estuvo asociada a la oxidación o a la degradación directa por la acción de la luz, se definió un blanco de reacción fotoquímica A tal fin se preparó una solución con las mismas concentraciones iniciales que las ensayadas, pero en ausencia de H_2O_2, y se la expuso a radiación UV durante un período de tiempo y en condiciones iguales a las empleadas en el ensayo fotoquímico. Las soluciones de reacción se colocaron debajo de las lámparas en un reactor de vidrio de boca ancha (vaso de precipitado de 1L de capacidad) para garantizar que toda la superficie de la solución fuera irradiada y en dirección perpendicular a la superficie de la solución. El seguimiento de la reacción se realizó mediante espectrofotometría (espectrofotómetro Specord 50 plus, Analytik Jena) y HPLC (equipo Waters Delta 600 con detector de arreglo de diodos Waters 2998) empleando una columna C18 (Hiperclone 5µ ODS, 120 Å, 250 x 4.6 mm) con precolumna. Se empleó un método de corrida isocrático con una mezcla 80/20 de Acetonitrilo y un buffer acuoso a pH 3.0 (H_3PO_4 11 mM y trietilamina 6.4 mM) como fase móvil.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de la fuente de radiación:

Los espectros obtenidos para las lámparas utilizadas se muestran en la figura 1. Se observa un perfil con elevada emisión en el UV cercano (con máximos en 373 nm, 385 nm y 405 nm), así como en el visible (con máximos en 430 nm 440 nm, 535nm y 550 nm y picos menores alrededor de 490 nm, 580 nm, 590 nm y 670 nm). No se evidenciaron diferencias de intensidad destacadas entre las mediciones realizadas con y sin difusor.

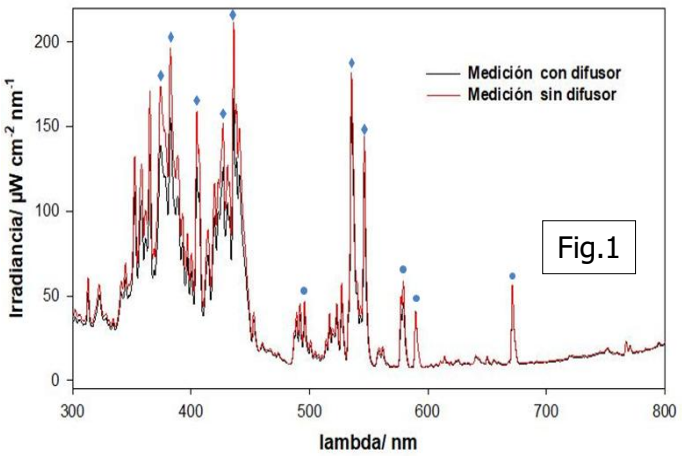
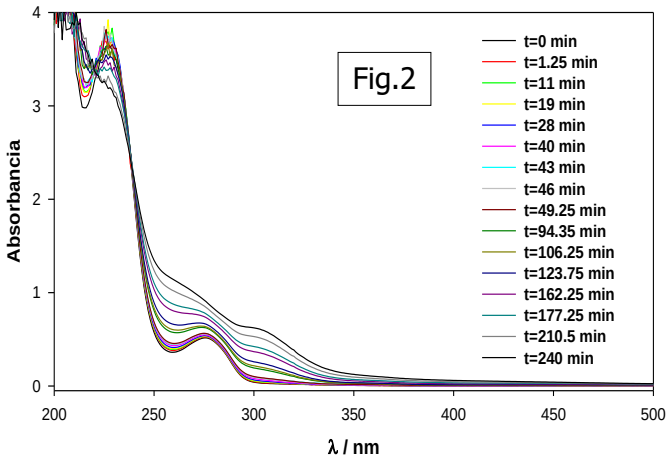


Fig.1

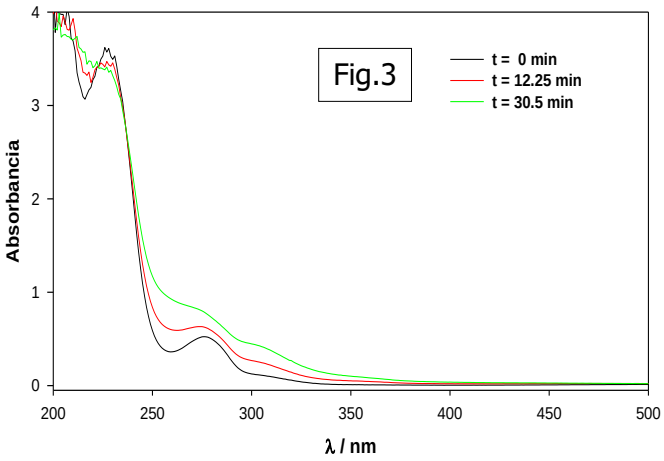
Ensayos de degradación:

La variación temporal de los espectros de absorción de las experiencia oscura y la irradiada se muestran en las figuras 2 y 3, mientras que en la figura 4 se representa el espectro de la solución irradiada sin H_2O_2.

Degradación AAS en Agua de Caviahue (sin irradiación)
Celda 1 cm

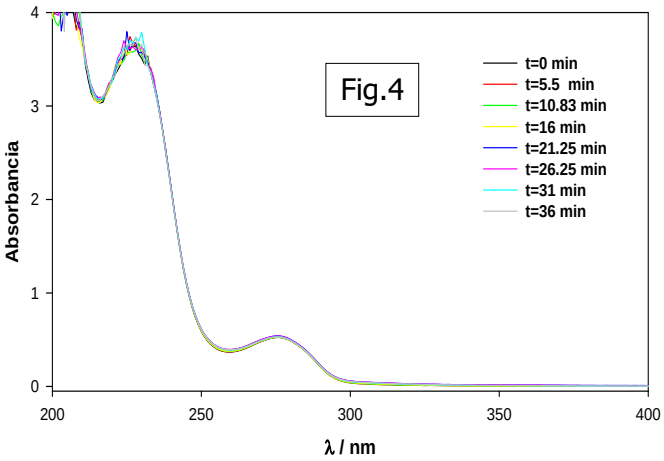


Degradación AAS en Agua de Caviahue (con irradiación)
Celda 1 cm

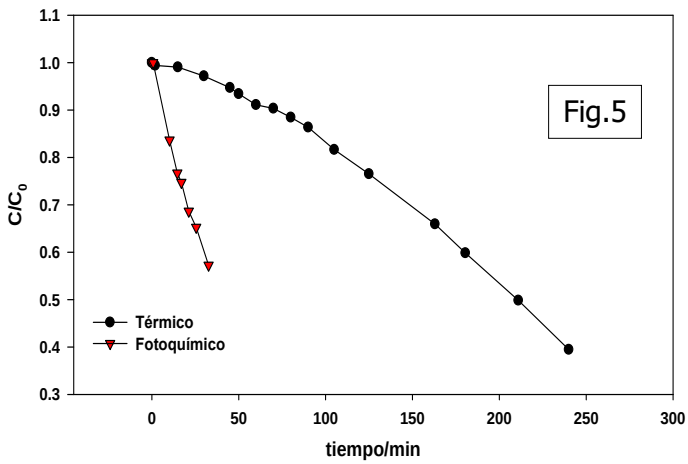


Las figuras 2 y 3, muestran una variación de los espectros de absorción, asociada a la degradación del compuesto modelo, en ambos casos, lo que sugiere que el peróxido de hidrógeno se descompone para dar las especies reactivas encargadas de la oxidación en las dos condiciones ensayadas. Sin embargo, el comportamiento observado presenta variaciones apreciables en la evolución temporal de los espectros de las soluciones irradiada y no irradiada, indicando que la degradación se produce en cada sistema a escalas de tiempo muy diferentes. La reacción fotoestimulada llega en 30.5 minutos a un espectro similar al observado para la reacción oscura a los 240 minutos. Este resultado indica un marcado efecto de la radiación sobre la velocidad de degradación del AAS bajo las condiciones estudiadas. La figura 4 muestra que, dentro del mismo rango de tiempo en el que se realizó la reacción radiativa, el espectro de la solución no varía cuando es irradiado sin el agregado de H_2O_2. Este resultado indica que la degradación observada en la figura 3 no está asociada a la fotólisis directa del compuesto modelo estudiado, sino que está dada por el efecto de la irradiación sobre los procesos Fenton y/o tipo Fenton.

Fotólisis de AAS en Agua de Caviahue sin agregado de H_2O_2



Degradación de AAS en condiciones térmicas y radiativas



La figura 5 muestra la evolución temporal de la concentración relativa del AAS en ambas condiciones: térmica (sin aporte de energía externa) y fotoquímica. El perfil de concentraciones muestra, para ambas experiencias, que el contaminante modelo es degradado en

las dos condiciones ensayadas, observándose un marcado aumento en la velocidad de oxidación en el ensayo fotoquímico (30 minutos) respecto del térmico (180 minutos).

CONCLUSIONES

Se puede concluir que, bajo las condiciones ensayadas, el compuesto modelo es degradado tanto en presencia como en ausencia de radiación UV. En las condiciones fotoquímicas utilizadas (longitudes de onda pertenecientes principalmente al espectro UV cercano y visible), el efecto de la luz sobre la degradación del compuesto, está asociada a la participación de la radiación sobre los procesos Fenton y/o tipo Fenton y no a procesos de fotólisis directa del AAS. En ambos sistemas se produce la degradación del compuesto modelo, sin embargo, se observó que la irradiación genera un aumento de velocidad en la oxidación, alcanzándose en el ensayo fotoquímico el mismo grado de avance de la reacción que en el térmico, aunque en un tiempo 6 veces menor. Estos resultados sugieren que, en el agua del ambiente ácido natural Lago Caviahue, la composición del cuerpo de agua, en presencia de H_2O_2, permite el desarrollo de procesos oxidativos relacionados con reacciones Fenton y tipo Fenton, que se ven favorecidos en presencia de radiación.

REFERENCIAS

Diaz, M., Pedrozo, F., Reynolds, C. and Temporetti, P., (2007): Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. Limnologica 37: 17-27

Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology letters, 10(12), 1135-1142**.**

Nichela, D.; García Einschlag, F. S.; Beamud, G., Temporetti, P. y Pedrozo, F.L. (2019)**.** May a natural lake behave as an eficient Fenton reactor under dark conditions? International Journal of Energy and Water Resources. 3(4):343–349.

Pedrozo, F.L.; Diaz, M.M.; Temporetti, P.F.; Baffico, G.D. y Beamud, S.G. (2010) Características limnológicas de un sistema ácido: Río Agrio-Lago Caviahue, Provincia del Neuquén, Argentina. Ecología Austral. 20 (2) 173-184.

Pignatello, J. (1992) Dark and Photoassisted Fe3+-Catalyzed Degradation of Chlorophenoxy Herbicides by Hydrogen Peroxide Iron Redox Cycling in Surface Waters: Effects of Humic Substances and Light. Environmental Science & Technology 26 944–951.

Pignatello, J.; Oliveros, E.; Mac Kay A. (2006) Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry Critical Reviews in Environmental Science & Technology 36 1–84.

Rodriguez, M.; Malato, S.; Pulgarin, C.; Contreras, S.; Curco, D.; Gimenez, J.; Esplugas, S. (2005) Optimizing the solar photo-Fenton process in the treatment of contaminated water. Determination of intrinsic kinetic constants for scale-up. Solar Energy 79 360–368.

Szabó, L.; Tóth, T.; Homlok, R.; Rácz, G.; Takács, E.; Wojnárovits, L. (2014) "Hydroxyl radical induced degradation of salicylates in aerated aqueous solution "Radiation Physics and Chemistry, 97,239-245.

Tian, M.; Adams, B.; Wen, J. R.; Asmussen, M.; Chen, C. (2009) Photoelectrochemical oxidation of salicylic acid and salicylaldehyde on titanium dioxide nanotube arrays Electrochimica Acta 54 3799–3805

Zhongyao, L. ; Soranno, P. A.; Wagner, T. (2020) The role of phosphorus and nitrogen on chlorophyll a: Evidence from hundreds of lakes. Water Research: https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116236.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo recibió fondos de la ANPCyT (PICT 2018 4387), Ministerio de Ciencia Tecnología en Innovación Productiva, Institut Francais Argentine and TOTAL S.A (Distinción Franco Argentina en Innovación 2018)

FITOEXTRACCIÓN, UNA ALTERNATIVA ECOLÓGICA PARA LA REDUCCIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO EN AGUA

Pérez Cuadra V.[a,b,f]; Cambi V.[a,b]; Espósito M.[c], Verolo M.[a,b]; Parodi E.R.[a,e]

[a]Depto. Biología, Bioquímica y Farmacia. Universidad Nacional del Sur (UNS). San Juan 670, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina.
[b]CCT BB- INBIOSUR UNS-CONICET. San Juan 671, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina.
[c]Depto. de Agronomía (UNS). San Andrés 800, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina.
[e]CCT BB- IADO- UNS-CONICET. Camino La Carrindanga km 7, C.P. 8000, Bahía Blanca, Prov. Buenos Aires, Rep. Argentina.
[f]vperezcuadra@uns.edu.ar

RESUMEN

La existencia de agentes polucionantes presentes por causas naturales en fuentes de agua de uso humano, es una problemática mundial. El arsénico es uno de los contaminantes inorgánicos naturales más tóxicos y común en aguas subterráneas de al menos 120 países. En Argentina, las aguas subterráneas de la llanura Chaco-Pampeana (10 millones de km^2) se encuentran afectadas por niveles elevados del mismo. Las poblaciones con exposición crónica al arsénico manifiestan severos problemas de salud y si bien, las plantas potabilizadoras incluyen sistemas de remoción, aún no existe un método de remediación económico y efectivo para tratar aguas utilizadas para consumo en ciertas áreas con baja densidad poblacional. El objetivo de este trabajo fue desarrollar un método sencillo de biofiltración de arsénico del agua utilizando *Senecio bonariensis*, especie vegetal común en la zona en estudio. Se trabajó sobre un sistema de cultivo hidropónico conformado por tres contenedores de PVC donde se suspendieron un total de 90 plantas. Las plantas se mantuvieron siete semanas en este sistema: dos semanas de adaptación en agua no arsenicada y cinco, en agua con arsénico (0,12 mg/l). Las plantas tuvieron una buena tolerancia al sistema de cultivo (solo mostrando un leve estrés inicial), y lograron una reducción máxima de la concentración de arsénico del agua del 38%. Se observó que las plantas demostraron su máxima capacidad de extracción en las primeras semanas de ensayo, llegando luego a su límite de tolerancia de acumulación. El desarrollo de este tipo de biotecnologías constituye una alternativa muy importante ya que permite la utilización de recursos naturales (especies vegetales seleccionadas) para el tratamiento de problemas urgentes a bajo costo y de manera amigable con el ambiente.

PALABRAS CLAVE: Fitoextracción, Arsénico, *Senecio bonariensis*

ABSTRACT

The existence of polluting agents present by natural causes in water sources for human use, is a global problem. Arsenic is one of the most toxic and common natural inorganic pollutants in groundwater in at least 120 countries. In Argentina, the groundwater of the Chaco-Pampeana plain (10 million km^2) is affected by high levels of it. Populations with chronic exposure to arsenic manifest severe health problems, and although water treatment plants include removal systems, there is still no economic and effective remediation method to treat water used for consumption in certain areas with low population density. The objective of this work was to develop a simple method of biofiltration of arsenic from water using *Senecio bonariensis*, a common plant species of the study area. An hydroponic growing system made up of three PVC containers where a total of 90 plants were suspended, was perfomed. The plants were kept seven weeks in this system: two weeks of adaptation in non-arsenic water and five in water with arsenic (0.12 mg/l). The plants showed a good tolerance to the

cultivation system (only exhibiting a slight initial stress), and achieved a maximum reduction of the arsenic concentration of the water of 38%. It was observed that the plants demonstrated their maximum extraction capacity in the first weeks of testing, then reaching their accumulation tolerance limit. The development of this type of biotechnology constitutes a very important alternative since it allows the use of natural resources (selected plant species) for the treatment of urgent problems at low cost and in a friendly way with the environment.
KEY WORDS: Phytoextraction, Arsenic, *Senecio bonariensis*

INTRODUCCIÓN

La contaminación de toda fuente de agua es un problema ambiental grave, ya que mientras el agua salada alberga a numerosas especies y constituye un recurso económico para los humanos, el agua dulce es la principal fuente para consumo humano y animal (Padmayathiamma y Li 2007). Si bien los contaminantes de origen antropogénico exceden muchas veces a aquellos procedentes de fuentes naturales, éstos últimos deben ser seriamente evaluados siendo algunos, como el arsénico (As), especialmente alarmantes.

La presencia de arsénico en el agua subterránea es un problema mundial con alto impacto en las regiones más pobres de 120 países. Las concentraciones de As varían significativamente dependiendo de las características del agua subterránea así como de las características litológicas de los lechos de roca y los sedimentos del acuífero. Las concentraciones más altas y, consecuentemente, los problemas de salud más importantes están localizados en América Latina, en al menos 14 países (Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Cuba, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Perú y Uruguay), y el número de personas expuestas podría estimarse en alrededor de 14 millones. Las áreas más críticas están en Argentina, Chile y México (Bundschuh *et al.* 2008).

En Argentina, numerosos trabajos han puesto de manifiesto que el acuífero que atraviesa la llanura Chaco-Pampeana está severamente afectado por niveles elevados de As (Bundschuh 2004; Farías *et al* 2003; Smedley *et al.* 2002). Esta contaminación de las aguas subterráneas afecta hasta un 79% del sur de la provincia de Buenos Aires, con niveles de toxicidad oscilantes, pudiéndose distinguir entre sectores moderadamente afectados con concentraciones desde 0,01 hasta 0,05 mg/l y sectores severamente afectados, con valores desde 0,5 hasta 2 mg/l (Farias *et al.* 2003; Paolini *et al.* 2000).

Los efectos de la exposición crónica a agua con elevadas concentraciones de As pueden ser múltiples y se agrupan bajo las denominaciones de arsenicosis o hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) (Astolfi *et al.* 1982). Los síntomas clínicos más comunes son: cáncer de pulmón, vejiga y piel, además de dermatitis, afecciones del sistema nervioso central y periférico, hipertensión, enfermedades vasculares periféricas, cardiovasculares, respiratorias y diabetes mellitus (Best 2001; Besuschio *et al.* 1980; Yoshida *et al*. 2004). También podría tener efecto sobre la reproducción, incrementando el índice de mortalidad de fetos y niños (Hopenhayn-Rich *et al*. 2000).

Las implicaciones económicas que supone lograr que el agua tenga una concentración de As aceptable según las normas actuales vigentes, ha abierto un importante debate sobre el nivel a fijar, tanto en países desarrollados como en países en desarrollo (Smith y Smith 2004). Los habitantes de áreas urbanas de baja densidad poblacional, de zonas rurales y aquellos que habitan en las afueras de ciudades donde la red de agua potable no se encuentra extendida, en general se abastecen de agua subterránea obtenida a través de perforaciones. Esto se convierte en una problemática si no se realiza una evaluación química en dichas aguas, controles que frecuentemente se obvian por cuestiones económicas, con lo que los posibles tóxicos presentes en el agua se

convierten en una amenaza desconocida. Una problemática que se suma a este contexto es que los sistemas tradicionales para remoción de As, y de otros contaminantes del agua se adaptan particularmente a cada planta potabilizadora, quedando muchas áreas fuera de la posibilidad de saneamiento de las aguas para consumo humano. En este sentido, en los últimos años se realizaron estudios sobre tecnologías alternativas para la eliminación de contaminantes del agua, como adsorción en materiales inorgánicos naturales (Soto *et al*. 2013) o bien la utilización de macrófitas extractoras dispuestas en cultivos hidropónicos o en humedales artificiales (Ma *et al.* 2001; Nakwanit *et al.* 2011; Rahman y Hasegawa, 2011). Estos sistemas, según su diseño, pueden tratar una cantidad importante de agua por día (Nakwanit *et al.* 2011, Soto *et al*. 2013) y pueden ser aplicados por un plazo de tiempo que va a estar determinado por la tolerancia de captación por parte del adsorbente en el primer caso y de las especies utilizadas como biofiltros en el segundo (Madejon *et al.* 2002).

La fitorremediación en especial, es un método empleado con éxito hace varios años en el mundo (Dickinson *et al.* 2009) para la remoción de As, convirtiéndose en una alternativa viable para darle solución a esta problemática.

OBJETIVO

El objetivo de este trabajo fue desarrollar y optimizar un método a escala real, de bajo costo y fácil manejo de fitoextracción de As para el tratamiento de agua subterránea contaminada utilizando como biofiltro a la especie vegetal *Senecio bonariensis* Hook. & Arn. (Asteraceae).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se planificó un ensayo hidropónico a campo en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. El mismo se llevó a cabo en primavera-verano, utilizando como biofiltro a la especie *S. bonariensis*.

Para los ensayos se utilizó agua de una perforación que posee una profundidad de 20 metros, con una concentración variable de As en un rango entre 0,23 a 0,25 mg/l y una concentración de fósforo (P) de 0,78 mg/l.

Considerando que la elevada concentración de As produciría un severo estrés en las plantas, se diluyó el recurso hídrico subterráneo con agua potable (libre de As) en un tanque de 500 l de capacidad, disminuyendo las magnitudes de As en un 50% del valor original (0,12 mg/l de As). El agua diluida proveniente del tanque recargó a tres contenedores de PVC de 500 l c/u en forma automática por medio de un sistema de flotantes individuales que funcionan independientemente.

Los ejemplares de *S. bonariensis* utilizados fueron colectados en su ambiente natural (se coleccionó sobre la ribera del arroyo El Divisorio en cercanía a la ciudad de Bahía Blanca). A partir de datos obtenidos de estudios previos (Pérez Cuadra *et al.* 2019) se seleccionaron ejemplares de tamaño mediano (longitud de su lámina 15-30 cm) que no presentaban inducción a la floración, ya que es el tamaño y estadio ideal donde la planta ha mostrado su máxima capacidad como biofiltro.

Se colectaron 90 plantas, suspendiéndose en el agua 30 plantas por cada contenedor de PVC. En cada uno de éstos, las plantas se distribuyeron en seis hileras de cinco plantas cada una. Para sostener las plantas de cada hilera se utilizó una bolsa cebollera tipo red de 70x150 cm, plegada a la mitad en sentido longitudinal, donde se realizaron costuras equidistantes para generar subdivisiones a modo de bolsillos

individuales para cada planta. Para suspender el sistema de sujeción de las plantas, se utilizó un entramado de tanza tensada convenientemente. Las plantas permanecieron 15 días sumergidas en agua libre de arsénico a fin de que se adapten a un medio hidropónico y superen el estrés del trasplante. Luego de esta etapa se procedió al cambio de agua de cultivo, utilizando el agua arsenicada antes descripta a fin de comenzar los análisis. En este momento se cerró el flujo de recarga de agua de los contenedores de PVC para poder evaluar la variación de As en el agua retenida en cada contenedor de PVC. Los contenedores fueron cubiertos por una capa de polietileno (silo bolsa con constitución tricapa y filtro anti UV) de manera de mantener baja la temperatura del agua (Fig. 1 A-B). Se lo dispuso en diseño de caída a dos aguas (Fig. 1 A-B) para prevenir, en lo posible, la entrada de agua de lluvia con riesgo de distorsionar las mediciones del ensayo, y se hicieron aberturas en el polietileno de manera que cada planta pudiera estar expuesta al sol sin restricciones.

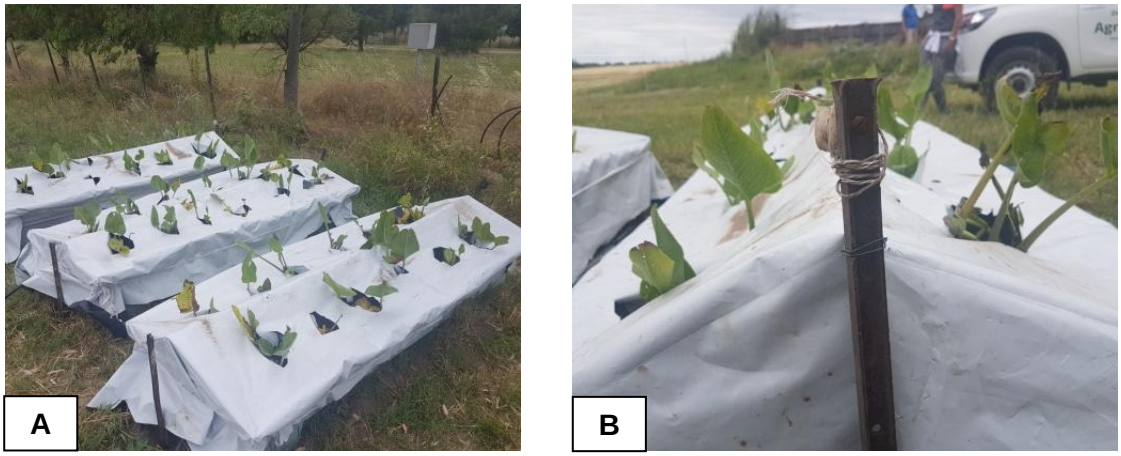


Figura 1. Ensayo de fitoextracción de As utilizando *S. bonariensis*. A, Vista general de los tres contenedores con la cubierta de polietileno. B, Detalle de la pendiente a dos aguas de la cubierta de polietileno.

Se realizó una toma de muestras de agua semanal en cada contenedor de PVC a fin de evaluar la concentración de As en los mismos. Las muestras fueron tomadas según el protocolo del Laboratorio de Análisis Químicos CERZOS-CONICET-UNS (LANAQUI), responsable de los análisis.

RESULTADOS

Al inicio de los ensayos las plantas se notaron fuertemente debilitadas como consecuencia del trasplante, pasado el período de adaptación se observó una notable recuperación de las mismas con un gran desarrollo de raíces y de primordios foliares.

La cobertura de PVC permitió que la temperatura del agua de cultivo no ascienda a valores mayores de 20°C aun cuando la temperatura ambiente fue altamente superior (Gráfico 1), esto permitió una buena supervivencia de raíces ya que hizo que no se redujera considerablemente la concentración de oxígeno en el agua.

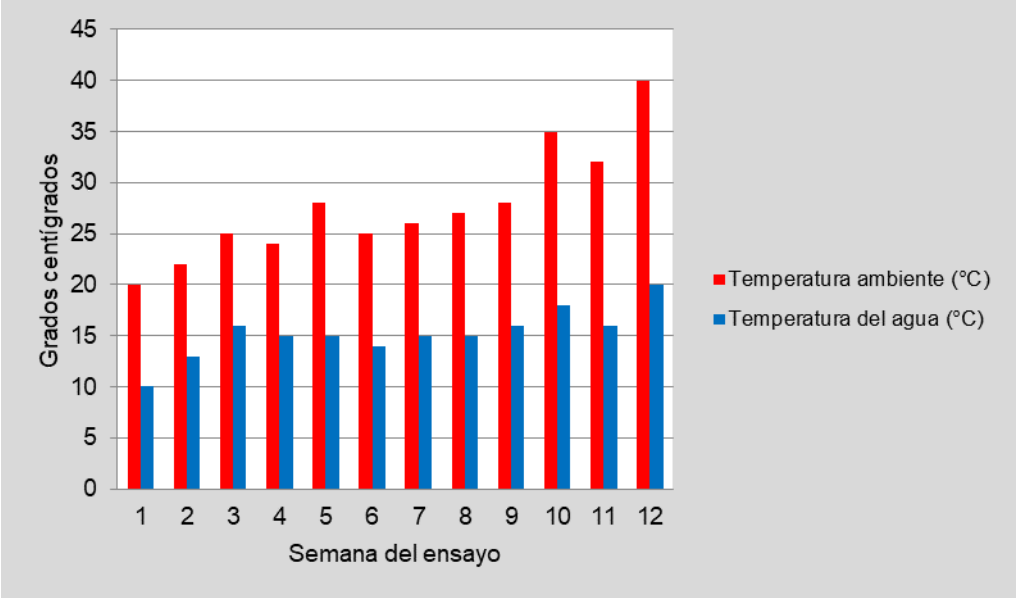


Gráfico 1. Comparación entre la temperatura (°C) ambiental y del agua del cultivo hidropónico. Los registros fueron tomados en simultáneo, semanalmente, el mismo día de la semana y en similar horario (entre las 10 y las 11 am).

Las plantas colectadas sobrevivieron siete semanas (dos semanas de aclimatación más cinco semanas de ensayo propiamente dicho: Semana 1 a Semana 4). Como se puede observar en la Tabla 1, de la Semana 1 a la 2 en el Contenedor 1 se encontró una disminución en la concentración de As del 9%, mientras que en los dos restantes fue del 26% aproximadamente. De la Semana 2 a la 3, en el Contenedor 1 se registró una fuerte disminución en la concentración de As que rondó en el 29% (Tabla 1), llegando a una disminución acumulada del 38% (Tabla 1); en el Contenedor 2, se detectó una disminución en el concentración de As del 10% (Tabla 1) alcanzando un valor de disminución acumulada del 36% (Tabla 1), finalmente en el Contenedor 3 no se registró disminución de la cantidad de As, manteniéndose los mismos parámetros del metaloide que en semanas anteriores, con lo que la disminución acumulada de esta cuba se mantuvo en el 26%. En las Semana 4 y 5, en todos los Contenedores (Tabla 1) se observó que paulatinamente comenzó a incrementarse la concentración de As en el medio líquido de cultivo, a medida que el volumen de éste último disminuía. Esta condición se produjo como consecuencia del aumento de evapotranspiración debido a las temperaturas ambientales elevadas y a que no hubo reposición de agua en los contenedores, por lo que con la pérdida de agua se modificó la concentración relativa de las cantidades de As. Durante las Semanas 1 a 2 las plantas se mantuvieron óptimas en su aspecto externo, en la Semana 3 se comenzó a registrar un desmejoramiento de las mismas, y en la Semana 4 se contabilizó una importante mortandad de ejemplares dándose por finalizado el ensayo.

Tabla 1. Concentración de As en el agua tratada con *S. bonariensis* durante el ensayo (las concentraciones corresponden a mgAs/l).

	Dos semanas de aclimatación	**Semana 1**	**Semana 2**	**Semana 3**	**Semana 4**	**Semana 5**
Contenedor 1		0,112	0,102	0,072	0,088	0,111
Contenedor 2		0,112	0,081	0,073	0,111	0,105
Contenedor 3		0,112	0,083	0,083	0,108	0,115

Con los datos de este ensayo se pudo establecer una relación entre los estadios fenológicos de las plantas con las variaciones en la concentración de As registradas en el medio, las cuales se presentan en el Gráfico 2. Se registró que aproximadamente un 30% de las plantas completaron su floración, sin embargo y, probablemente, debido a la gran acumulación de As en sus tejidos, no completaron la fructificación.

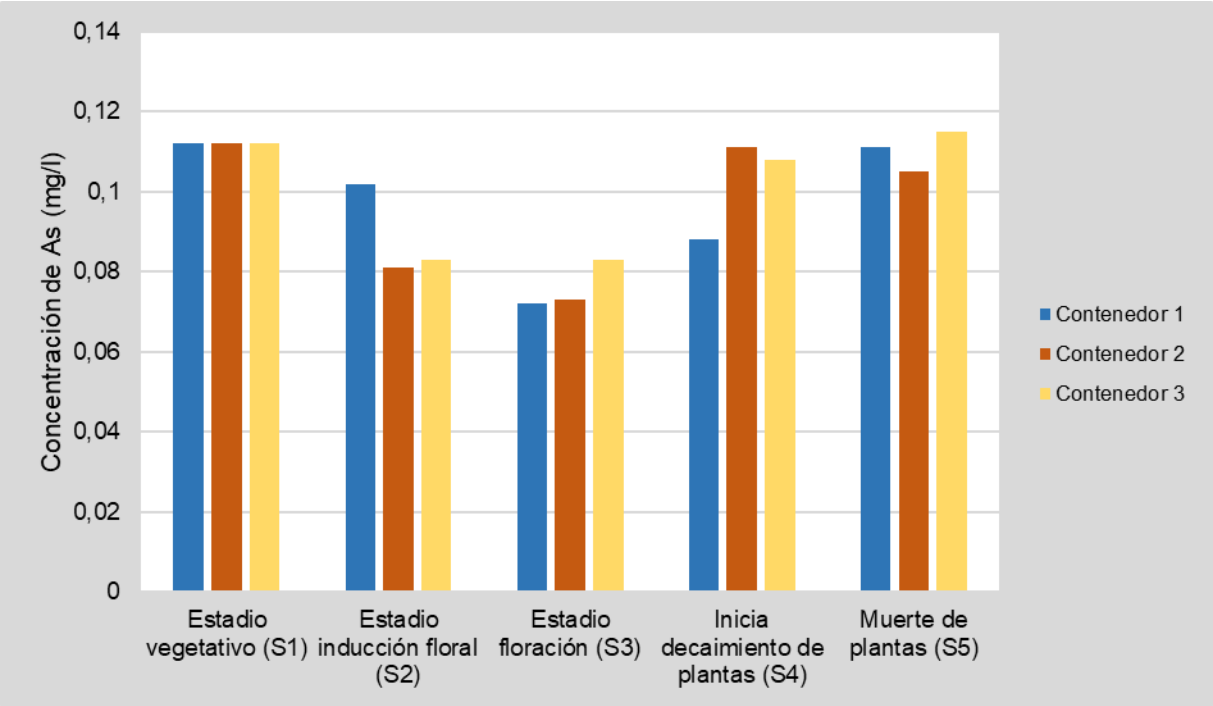


Gráfico 2. Dinámica de la disminución de la concentración de As en el agua tratada con *S. bonariensis* en relación a los estadios fenológicos o del ciclo de vida que se observaron durante el ensayo (las concentraciones corresponden a mgAs/l). Aclaración: S1 a S5 corresponden a Semana 1 a Semana 5 de la Tabla 1.

DISCUSIÓN

La fitoextracción es una tecnología aplicada a eliminar o disminuir componentes nocivos para el hombre, de suelos y/o aguas mediante la utilización de plantas con una capacidad específica de absorción de ciertos contaminantes. Debido a que los contaminantes extraídos pueden ser fitotóxicos e inhibir el crecimiento de las plantas, los ensayos preliminares que identifican las especies vegetales potencialmente remediadoras, son muy importantes (Jabeen *et al.* 2009).

En este trabajo se comprobó que mediante un diseño sencillo y económico de cultivo hidropónico de una especie vegetal nativa de la región, *S. bonariensis*, se puede lograr un promisorio porcentaje de disminución en la concentración de As del agua subterránea local no apta para consumo humano antes del tratamiento. Algo importante a destacar es la capacidad de esta especie de adaptarse fácilmente a las condiciones de cultivo y de extraer As aun cuando este metaloide se encuentra en concentraciones moderadas en el medio.

Las diferencias observadas en la disminución en la cantidad de As del agua entre contenedores podría deberse a la variabilidad genética entre las plantas de cada contenedor y/o a alguna diferencia ambiental (por ejemplo a la mayor o menor incidencia de la luz solar debido a sombreados), siendo la primera opción la que se supone ha tenido mayor incidencia.

En cuanto a la posible competencia de la absorción del As con la del fósforo (P) disponible en el agua por utilización de los mismos canales de absorción, en principio se descarta la hipótesis, ya que en este ensayo se observó que aunque el contenido de P natural en el agua de cultivo fue superior al de As (0,78 mg/l vs. 0,11 mg/l), la planta logró extraer buenas cantidades del segundo elemento. Esto demuestra también que *S. bonariensis* tiene una alta capacidad de extracción de arsénico aún en presencia de iones competidores.

Con suficientes réplicas de este estudio preliminar que introduzcan cambios de concentración de As en el medio y focalicen en los principales órganos de acumulación y el modo seguro de reciclado de las plantas envejecidas se podrá obtener mayor información sobre las capacidades de *S. bonariensis* permitiendo ajustar el diseño del ensayo a fin de que pueda implementarse a escala familiar.

CONCLUSIONES

- Las plantas de porte mediano de *S. bonariensis* mostraron tener un desempeño óptimo como remediadoras.
- La cantidad de 30 plantas por contenedor resultó ser óptimo ya que potencia la acción remediadora de las plantas sin que éstas demuestren estrés por competencia.
- La máxima absorción de arsénico del medio de cultivo se observó en las primeras semanas del ensayo.

REFERENCIAS

Astolfi E.A.N., **Besuschio S.C.**, **García Fernández J.C.**, **Guerra C.**, **Maccagno A.**, 1982. Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico. Editorial Cooperativa Gral. Belgrano, Buenos Aires.

Best (Board on Environmental Studies and Toxicology), 2001. Arsenic in drinking water: 2001 update. National Academy Press, Washington D.C.

Besuschio S.C., **Desanzo A.C.**, **Perez A.**, **Croci M.**, 1980. Epidemiological associations between arsenic and cancer in Argentina. Biological Trace Element Research, 2 (1), 41-55.

Bundschuh J., **Farias B.**, **Martín R.**, **Storniolo A.**, **Bhattacharyya P.**, **Cortes J.**, **Bonorino G.**, **Albouy R.**, 2004. Groundwater arsenic in the Chaco-Pampean Plain, Argentina: Case study from Robles County, Santiago del Estero Province. Applied Geochemistry, 19 (2), 231-243.

Bundschuh J., Pérez Carrera A., Litter, M.I., 2008. Distribución del arsénico en la región Ibérica e Iberoamericana. Editorial CYTED.

Dickinson N.M., **Baker A.J.M.**, **Doronila A.**, **Laidlaw S.**, **Reeves R.D.**, 2009. Phytoremediation the inorganics: realism and synergies. International Journal of Phytoremediation, 11, 97-114.

Farías S.S., **Casa V.A.**, **Vázquez C.**, **Ferpozzi L.**, **Pucci G.N.**, **Cohen I.M.**, 2003. Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Science of the Total Environment, 309(1-3), 187-199.

Hopenhayn-Rich C., **Browning S.R.**, **Hertz-Picciotto I.**, **Ferreccio C.**, **Peralta C.**, **Gibb H.**, 2000. Chronic arsenic exposure and risk of infant mortality in two creas of Chile. Environmental Health Perspective, 108 (7), 667-673.

Jabeen R., **Ahmad A.**, **Iqbal M.**, 2009. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. Botanical Review, 75, 339-364.

Ma L.Q., **Komar K.M.**, **Tu C.**, **Zhang W.**, **Cai Y.**, **Kennelley E.D.**, 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature, 409, 579.

Madejon P., **Murillo J.M.**, **Maranon T.**, **Cabrera F.**, **Lopez R.**, 2002. Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcollar mine spill (SW Spain). Science of the Total Environment, 290 (1-3), 105-120.

Nakwanit S., **Visoottiviseth P.**, **Khokiattiwong S.**, **Sangchoom W.**, 2011. Management of arsenic-accumulated waste from constructed wetland treatment of mountain tap-water. Journal of Hazardous Materials, 185 (2-3), 1081-1085.

Padmavathiamma P.K., **Li Y.L.**, 2007. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. Water Air Soil Pollution, 184 (1), 105-126.

Paoloni J.D., **Fiorentino C.E.**, **Sequeira M.**, **Echeverria N.**, 2000. Spatial variability and concentration of arsenic in the groundwater of a region in southwest Buenos Aires Province, Argentina. Journal Soil Water Conservation, 55 (4), 436-438.

Pérez Cuadra V., **Cambi V.**, **Espósito M.**, **Sica M.G.**, **Verolo M.**, **Siniscalchi A.**, **Parodi E.R.**, 2019. *Senecio bonariensis* Hook. & Arn. promising arsenic phytoextractor from water in laboratory and field trials. Emerging Contaminants, 5, 15-22.

Rahman M., **Hasegawa H.**, 2011. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes Chemosphere, 83 (5), 633-646.

Smedley P.L., **Kinniburgh D.G.**, 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17(5), 517-568.

Smith A.H., **Smith M.M.H.**, 2004. Arsenic drinking water regulations in developing countries with extensive exposure. Toxicology, 198(1-3), 39-44.

Soto E.L., **Gonzalez M.J.**, **Thomas J.**, **Schalamuk I.B.**, **Botto I.L.**, 2013. Eliminación de Arsénico en aguas subterráneas: diseño tecnológico para su aplicación en zonas rurales. AUGMDOMUS, 5, 209-219.

Yoshida T., **Yamauchi H.**, **Sun G.F.**, 2004. Chronic health effects in people exposed to arsenic vía the drinking water: dose-response relationships in review. Toxicology and Applied Pharmacology, 198(3), 243-252.

REMOCIÓN DE FLUORUROS EN AGUA EMPLEANDO TiO_2. ESTUDIO TEÓRICO EXPERIMENTAL

Meier L.[c]; Lorenzetti A. S.[b]; Vidal E.[b]; Domini C.[b]; Neyertz C.[d] y Morgade. C. I. N [a,c].

[a]UTN-FRBB MatCat (Materiales Catalíticos para la remediación ambiental) 11 de abril 461, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

[b] INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Av. Alem 1253, (8000) Bahía Blanca, Argentina.

[c] IFISUR, Departamento de Física, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET, Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

[d] INCAPE, Facultad de Ingeniería Química (FIQ), Universidad Nacional del Litoral (UNL)-CONICET, Colectora Ruta Nacional 168, km 0, Pje El Pozo, (3000) Santa Fe, Argentina.

cmorgade@frbb.utn.edu.ar

Resumen

El flúor es considerado como un mineral esencial para la salud humana en concentraciones inferiores a 1,5 mg/L. Sin embargo, su exceso puede provocar problemas de salud como la fluorosis dental y ósea, entre otros. El objetivo del presente estudio es aportar información acerca de la viabilidad de utilizar TiO_2, en sus estructuras estables de anatasa y rutilo, para remover los fluoruros del agua. Se busca evaluar si en este proceso intervienen aspectos adsortivos y/o fotocatáliticos. Para esto, soluciones de NaF (5 ppm) se trataron con TiO_2 anatasa o rutilo en presencia y en ausencia de radiación UV. En cada experiencia, las muestras se agitaron magnéticamente y la temperatura se mantuvo en un rango aproximado de 10 a 25°C. La concentración de F^- se determinó por medio de un electrodo selectivo. Se observó que la concentración de flúor no presentó variaciones significativas con el tiempo de agitación. Tampoco se determinó variación con la exposición a radiación, indicando que la remoción no se produce por un efecto fotocatalítico. Sin embargo, diferencias importantes se presentaron de acuerdo a la estructura del TiO_2 utilizado, obteniéndose una mayor remoción con rutilo. Un estudio teórico por DFT de los aspectos implicados en la adsorción de NaF sobre superficies de TiO_2 rutilo (110) y anatasa (101) determinó que la adsorción de F^- es del tipo quimisortivo en ambas estructuras. Los valores de energía de adsorción obtenidos y las distribuciones de carga electrónica demuestran que la remoción se ve más favorecida en TiO_2 rutilo. Estos resultados determinan y explican el efecto promisorio del TiO_2 rutilo en la adsorción de F^-.

Palabras claves: Fluor; Óxido de titanio; DFT.

Abstract

Fluorine is considered an essential mineral for human health in concentrations below 1.5 mg / L. However, its excess can cause health problems such as dental and bone fluorosis, among others. The objective of this study is to provide information about the feasibility of using TiO_2, in its stable anatase and rutile structures, to remove fluorides from water. It is seeked to evaluate whether adsorptive and/or photocatalytic aspects are involved in this process. For this, NaF solutions (5 ppm) were treated with TiO_2 anatase or rutile in the presence and in the absence of UV radiation. In each experiment, the samples were magnetically stirred and the temperature was kept in an approximate range of 10 to 25 ° C. The F^- concentration was determined by a selective electrode. It was observed that the fluorine concentration did not show significant variations with the stirring time. Also no variation was determined with exposure to radiation, indicating that removal is not produced by a photocatalytic effect. However, important differences were presented according to the structure of the TiO_2 used, obtaining a greater removal with rutile. A theoretical study by DFT of the aspects involved in the adsorption of NaF on surfaces of TiO_2 rutile (110) and anatase (101)

determined that the adsorption of F- is a chemisorptive type in both structures. The adsorption energy values obtained and the electronic charge distributions show that removal is more favored in rutile TiO_2. These results determine and explain the promising effect of rutile TiO_2 on the adsorption of F-.
Keywords: Fluoride; Titanium oxide; DFT.

INTRODUCCIÓN

Si bien existe evidencia de que la fluoración del agua tiene un efecto positivo en dientes y huesos, un exceso en su consumo produce riesgos como la fluorosis dental y ósea (Mitchell C., 2007, OMS, 2011). Esta última, se ha observado con la ingesta diaria prolongada de agua contaminada con más de 3-6 mg/l de fluoruros (Sosa-Rosales M., 2003). Siendo el agua la base de muchos preparados alimenticios, la ingesta de éste elemento se vuelve mayor en zonas endémicas de alta concentración. Las concentraciones de fluoruro en la superficie o aguas de pozo se deben a reacciones geoquímicas o causas antropogénicas. Dentro de estas últimas, encontramos a las descargas de aguas residuales provenientes de la industria de fertilizantes con superfosfato, los procesos de fabricación de vidrio y cerámica, la producción de acero, las centrales eléctricas de carbón, las refinerías de petróleo, las plantas de incineración de residuos de plásticos fluorados, etc (Habuda-Stanić M., 2014, Mohapatra M., 2009). La OMS ha establecido 1,50 mg/L como el valor límite máximo de fluoruros en agua potable y destaca la necesidad de tener en cuenta las condiciones climáticas, el volumen de agua ingerido y la ingesta de fluoruros procedentes de otras fuentes (OMS, 2011). En ese sentido, el Código Alimentario Argentino (CAA) establece límites máximos y mínimos en el contenido de fluoruros, en función de la temperatura máxima promedio de la zona (ANMAT, 2007). En nuestro país, una parte de la población se encuentra en riesgo por consumir agua con concentraciones de fluoruros superiores a las permitidas por OMS. Varios métodos se utilizan para la remoción de fluoruro del agua, como la coagulación y precipitación, tratamiento electroquímico, técnicas de membrana, intercambio iónico, etc. (Habuda-Stanić M., 2014, Mohapatra M., 2009). Sin embargo, el proceso de adsorción es el más aceptado por ser el más económico y efectivo para la remoción de fluor (Habuda-Stanić M., 2014, Mohapatra M., 2009). En la actualidad, el TiO_2 está siendo ampliamente estudiado en la remediación de agua. Entorno a esto, se encuentran estudios aplicando el TiO_2 en la adsorción de fluor (Habuda-Stanić M., 2014). En este trabajo se estudia la eliminación de fluor con TiO_2 rutilo y anatasa partiendo de una solución de NaF, buscando diferenciar los efectos adsorptivos de los fotocatalíticos. El TiO_2 se caracterizó por TEM y área BET. Con el fin de determinar el tipo de interacción del fluor con la superficie de TiO_2, los estudios se complementan con un análisis teórico por DFT sobre superficies (110) y (101) de TiO_2 por ser las más estables del rutilo y la anatasa, respectivamente.

OBJETIVOS

El objetivo del presente estudio es aportar información acerca de la viabilidad del uso de TiO_2, en sus formas estables de anatasa y rutilo, para remover los fluoruros del agua. Se busca evaluar en forma diferencial si en el proceso intervienen aspectos adsortivos y/o fotocatalíticos. Con el fin de determinar el tipo de interacción obtenida entre el TiO_2 y el Fluor, este trabajo analítico se complementa con un estudio teórico por DFT.

MATERIALES Y MÉTODOS

Estudio experimental

Para el estudio se utilizó TiO_2 en forma de anatase (grado analítico, Aldrich) y rutilo (grado industrial, pureza 100%).

Se preparó una solución de fluoruro de sodio (NaF de grado analítico, Merck) con una concentración de 5 ppm. De esta solución, se tomaron muestras de 250 mL y se trataron con TiO_2 anatasa y rutilo en presencia y ausencia de radiación. Para el estudio con radiación, se utilizó una lámpara UV de 300W y aprox. 290 nm de longitud de onda a 15 cm de distancia y en incidencia directa. En todos los casos, la cantidad de TiO_2 agregada a la solución a tratar fue de de 1 g/L. En cada experiencia, la temperatura fue mantenida en un rango aproximado de 10°C a 25°C a un pH de 6 y con una agitación magnética a 2000 rpm. Posteriormente, las muestras se centrifugaron a 1500 rpm a 2 h de iniciar el tratamiento o luego de un periodo de reposo de 24 h para estudiar la posible reversión del proceso de remediación en el tiempo. Se aisló el sobrenadante para la posterior cuantificación del ion fluoruro. Para cada determinación se tomaron alícuotas de 5 mL y cada condición se estudió por triplicado, utilizando un electrodo selectivo de fluoruro (Van London Co.), Orion pH/ISE metro 710. Simultáneamente, se prepararon y analizaron muestras blanco (solución de NaF sin TiO_2) en las mismas condiciones que las mencionadas. Todas las experiencias se realizaron por cuadruplicado.

La caracterización del TiO_2 se realizó por Microscopía de Transmisión Electrónica (TEM) y estudios de adsorción-desorción de N_2 para determinación de área BET y diámetro de poro. Los estudios de TEM se realizaron con un equipo Marca JEOL modelo 100 CX II operado a un voltaje de aceleración de 100 kV y una magnificación de 50000x. La medición de tamaños de partícula se realizó utilizando el software Digital Micrograph, versión1.8.3. Los estudios de fisisorción de N_2 se realizaron en un equipo Micromeritics ASAP2020.

Estudio teórico

Los presentes cálculos se basan en la teoría del funcional de la densidad (DFT) y fueron implementados con el código VASP utilizando una base de ondas planas y condiciones periódicas (Kresse, 1996). Se estudiaron las superficies de TiO_2 donde se relaja solamente la primera capa. Las energías de interacción entre las moléculas y la superficie de TiO_2 se calcularon en términos de la energía de adsorción, definida como:

$$E_{ads} = (E_{total} - E_{substrato} - E_{adsorbato}) \qquad (1)$$

donde E_{total}, $E_{substrato}$ y $E_{adsorbato}$ son las energías totales para el sistema adsorbato/substrato, el substrato y el adsorbato en fase gas, respectivamente.

El análisis de la reorganización de la carga electrónica fue realizado calculando la diferencia de densidad de carga electrónica, $\Delta\rho$, producida como consecuencia de la adsorción. Se puede expresar como:

$$\Delta\rho = \rho_{adsorbato/substrato} - \rho_{subsbtrato} - \rho_{adsorbato} \qquad (2)$$

donde $\rho_{adsorbato/substrato}$ es la densidad de carga total del sistema adsorbato/substrate, $\rho_{substrato}$ la densidad de carga del substrato de TiO_2 y $\rho_{adsorbato}$ la densidad de carga de la molécula NaFaislada. Las cargas atómicas se calcularon según el método de Bader (Bader, 1991).

RESULTADOS Y ANÁLISIS

Diferencias estructurales en las muestras estudiadas de TiO_2 anatasa y TiO_2 rutilo

Los estudios de caracterización realizados a la muestra de anatasa por microscopia TEM mostraron presencia de formas diversas, encontrándose apariencias rectangulares, ovales y redondas, mayoritariamente agrupadas entre sí. En la muestra rutilo, se hallaron partículas de formas similares a las de anatasa pero de mayor tamaño. En esta muestra se encontraron, además, formas hexagonales. En ambas muestras de TiO_2, se consideró como descriptor del tamaño la longitud más larga presentada por cada partícula. En la Tabla 1 se resumen los tamaños obtenidos para cada muestra.

Tabla 1. Tamaños de las partículas por microscopía TEM para las muestras de anatasa y rutilo

Muestra	Tamaño promedio en número [nm]	Tamaño Mínimo [nm]	Tamaño Máximo [nm]	Mediana [nm]	Partículas contadas
Anatasa	126.4	38.4	282.9	115.2	212
Rutilo	228.1	52.3	451.0	230.8	208

Considerando los errores provenientes de la precisión de la lectura y de la calibración de la amplificación del microscopio, el error estimado en el cálculo es del 5%.

A continuación, se muestra en Figura 1 las fotografías TEM de TiO_2 anatasa y rutilo estudiados y en la Figura 2 se presentan las distribuciones de tamaño obtenidas.

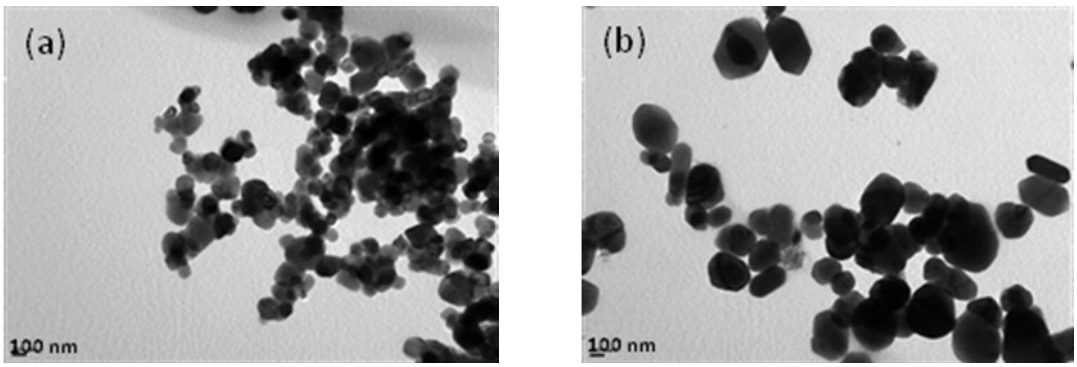


Figura 1: Imágenes TEM de las muestras de TiO_2: a) anatasa, b) rutilo. Magnificación 5000x.

a)

b)

Figura 2: Distribución de tamaño de partícula de las muestras de TiO_2: a) anatasa, b) rutilo.

Las experiencias de fisisorción de N_2 determinó un área BET de 8,6 m^2/g con un diámetro de poro de 8,9 nm para anatasa, mientras que el rutilo presentó 8,4 m^2/g y 10,3 nm respectivamente. Estos resultados indican que a pesar de la diferencia observada por TEM, el área expuesta de ambos TiO_2 es similar.

Diferencias reactivas para la remoción de flúor en TiO_2 anatasa y rutilo

En las Tablas 2 y 3 se resumen para las muestras estudiadas, la concentración final de fluoruros y el porcentaje de remoción respectivo. Los resultados mostrados corresponden a las medias y los desvíos obtenidos en experimentos con exposiciones de 2 o 24 horas respectivamente. En negrita se resaltan los valores más relevantes. Los datos mostrados representan la media ± desvío estándar de los tres experimentos independientes por cuadruplicado (n=4).

La cantidad de flúor no mostró variaciones significativas con el tiempo de agitación y de exposición a la radiación, pero se obtuvieron diferencias significativas en la remoción de F^- de acuerdo a la estructura de TiO_2, siendo significativamente mayor para el rutilo. Sin embargo, después de 24 horas sin agitación, se observa que la remoción disminuye si la titania no es extraída del sistema tratado. Es decir, se produce un porcentaje significativo de desorción.

Tabla 2. Valores promedios de las concentraciones del ión F^- después de 2 horas de agitación con y sin radiación.

Muestra	Concentración de fluoruros (ppm)	F^- removido (%)
Blanco	5.56 ± 0.11	--
Anatasa con UV	5.00 ± 0.23	10 *
Anatasa sin luz	4.67 ± 0.39	16 *
Rutilo con UV	**1.81 ± 0.34**	**67 ****

Rutilo sin UV	**1.58 ± 0.42**	**72 ****

Los datos mostrados representan la media ± desvío estándar de tres experimentos independientes donde cada condición se procesó por cuadruplicado (n=4), $^{*}p < 0.05$, **p < 0,01 vs Blanco $^{*}p < 0.05$, **p < 0,01 vs Blanco

Tabla 3. Valores promedios de las concentraciones del ión F^- después 24 horas de reposo de las muestras tratadas de Tabla 2.

24 hs de tratamiento con TiO_2	Concentración de fluoruros (ppm)	F^- removido (%)
Blanco	5.56 ± 0.11	------
Anatasa con luz	5.08 ± 0.42	9
Anatasa sin luz	5.06 ± 0.26	9
Rutilo con luz	**2.34 ± 0.26**	**58 ****
Rutilo sin luz	**2.06 ± 0.18**	**63 ****

**p < 0,01 vs Blanco

Estudio teórico de adsorción de NaF en superficies (101) y (110) de TiO_2.

Se realizó un estudio teórico de los aspectos implicados en la adsorción de NaF sobre superficies (110) y (101) de TiO_2 por ser estas las más estables del rutilo y la anatasa, respectivamente. En la Figura 4 se pueden observar las geometrías obtenidas luego de la optimización teórica. Los valores de la energía de adsorción y los parámetros geométricos más relevantes se muestran en la Tabla 4. Los resultados muestran que la adsorción de NaF sobre las superficies de TiO_2 estudiadas es del tipo quimisortiva (mayores a -20 kJ/mol en general). Es importante remarcar que sobre la superficie de rutilo 2x1x2 la adsorción es más favorable, obteniéndose una energía ~4.8 veces mayores en valor absoluto que sobre anatasa. Además, sobre la superficie de rutilo 4x1x2 esta tendencia se mantiene obteniéndose un valor de E_{ads} de -3.51 eV (-338.66 KJ/mol).

a) b) c)

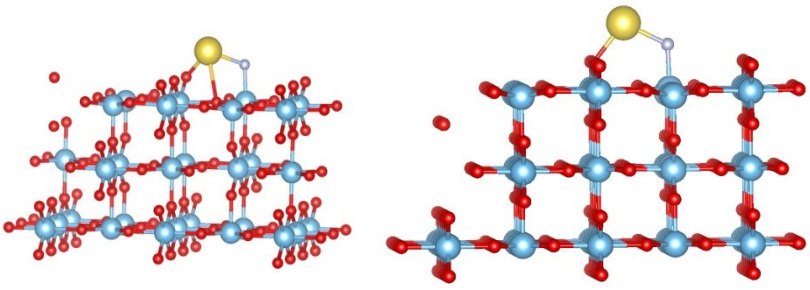


Figura 3: Geometría de las superficies de TiO_2 estudiadas luego de la optimización: a) anatasa, b) rutilo 2x2x1 y c) rutilo 4x1x2. Las esferas celestes corresponden a los átomos de titanio, las rojas a átomos de oxígeno, la amarilla al átomo de sodio y la gris al átomo de fluor.

Tabla 4. Valores de Energías de adsorción (E_{ads}), distancias de enlace y órdenes de enlace obtenidos por cálculo DFT.

		NaF	NaF/Anatasa	NaF/Rutilo 2x1x2	NaF/Rutilo 4x1x2
E_{ads} (eV/kJmol^{-1})		-	-2.98/ -68.72	-3.42/ -329.98	-3.51/ -338.66
Distancias (Å)*	**F-Na**	1.94	2.11	2.18	2.16
	F-Ti		1.99	1.96	1.96
	F-O		2.68	2.7/2.9	2.80
	Na-Ti		3.35	3.1/3.4	3.58
	Na-O		2.2/2.6	2.21	2.18
Orden de enlace	**F-Na**		0.34	0.10	0.11
	F-Ti		-	0.29	0.29
	F-O		0.00	0.07	0.06
	Na-Ti		-	0.00	0.00
	Na-O		-	0.13	0.14

* Distancia entre los átomos de la molécula (F o Na) al átomo de O o Ti más próximo.

Las distancias de enlace de la molécula de NaF (Tabla 5) al adsorberse sobre TiO_2 se relajan, estos resultados están en concordancia con los valores de orden de enlace. El átomo de F se adsorbe sobre un átomo de Ti insaturado pentacoordinado, mientras que el átomo de Na prefiere los átomos de O bicoordinados más cercanos y expuestos de la capa de dióxido de titanio.

En la Tabla 5 se muestran los valores de carga Bader correspondiente a la primera capa de la superficie de TiO_2, la molécula de NaF y la suma de ambas. En las dos superficies de rutilo estudiadas se observa que la carga de la primera capa es mayor a cero favoreciendo la adsorción del flúor. Mientras que la primera capa de anatasa se carga negativamente. Además, con el fin de estudiar las modificaciones de la distribución de carga producidas por la unión de la molécula, en particular una posible transferencia de carga entre el adsorbato y sustrato, se calculó la diferencia de densidad de carga electrónica, $\Delta\rho$, de cada sistema molécula/TiO_2 con respecto a los fragmentos aislados constituidos por la molécula y el sustrato TiO_2 anatasa o rutilo según corresponda. La Figura 4 muestra las distribuciones $\Delta\rho$ correspondientes a la molécula de NaF sobre TiO_2(110) y TiO_2(101). Observamos que se produce una redistribución de la densidad de carga electrónica, con regiones de aumento (color azul) o disminución (color rojo). El análisis de la diferencia de densidad de carga en el sistema NaF/Rutilo muestra una zona de un aumento de carga electrónica en torno al anión fluoruro rodeada por una región de disminución de carga electrónica que se extiende hasta el átomo de sodio. En el sistema NaF/Anatasa se observa una región de aumento de densidad de carga entre el átomo de fluor y la superficie de TiO_2. A

diferencia de lo que ocurre en la superficie de rutilo, en la de anatasa se observa una zona de disminución de carga electrónica.

Tabla 5. Cargas de Bader de los sistemas estudiados.

Sistema	q 1º capa superficial (e^-)	q NaF (e^-)	q 1º capa superficial + XF (e^-)
NaF/Rutilo 2x1x2	0.00	0.11	0.11
NaF/Rutilo 4x1x2	0.08	0.12	0.20
NaF/Anatasa	-0.09	0.11	0.01

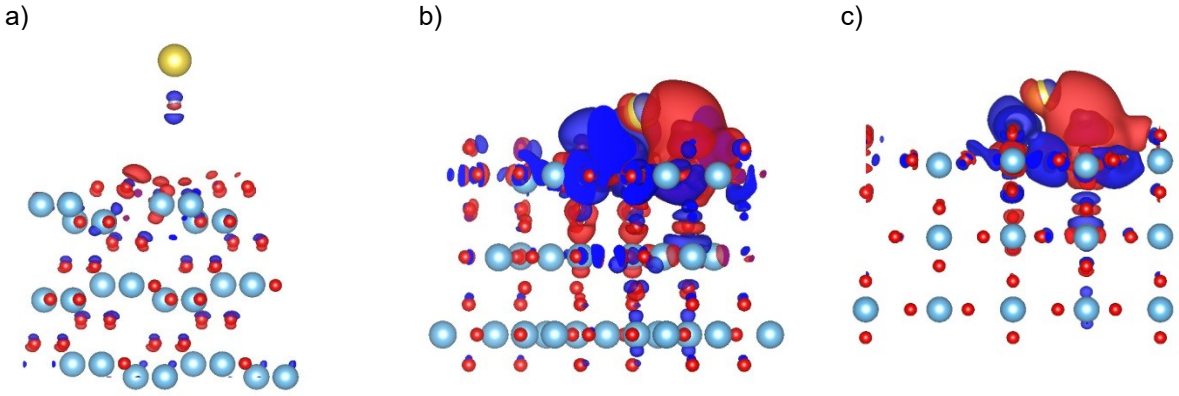


Figura 4: Gráficos de diferencia de densidad de carga para NaF adsorbido sobre TiO_2. a) fase anatasa (101); b) fase rutilo (110) 2x1x2, c) fase rutilo (110) 4x1x2. $\Delta\rho = \pm 5.10^{-4}$ $e/Å^{-3}$

CONCLUSIONES

De la observación de los datos experimentales se desprende que el TiO_2 rutilo produce una mejor remoción de F^- del agua que el TiO_2 anatasa. El estudio del sistema con y sin activación UV permitió concluir que la remoción no es producto de fotocatálisis sino que se debe a un proceso adsortivo. Es decir, que no se necesita la generación de electrones y huecos por medio de la excitación del sistema para la eliminación del fluor. Por otra parte, el menor porcentaje de remoción de F^- en presencia de luz podría deberse a que esta última provoca un aumento de temperatura del sistema, lo cual favorecería la desorción.

El estudio teórico del sistema por DFT, utilizando las superficies (110) y (101) de rutilo y anatasa respectivamente, demostró que la adsorción de NaF sobre TiO_2 es del tipo quimisortivo. Los resultados obtenidos de E_{ads} demostraron que la adsorción de F^- es más fuerte sobre la superficie de rutilo, lo cual favorecería su remoción tal como se observó experimentalmente. Esto podría deberse a que al adsorberse la molécula de NaF sobre la fase rutilo, la primera capa del

TiO_2 adquiere una carga positiva que favorecería la adsorción de F^-. Los estudios experimentales y teóricos determinan el efecto promisorio del TiO_2 rutilo.

REFERENCIAS

Código Alimentario Argentino, Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT), 2007. Capítulo XII: Bebidas hídricas, agua y agua gasificada.

Bader, R.F.W., 1990. Atoms in Molecules - A Quantum Theory. Oxford University Press, Oxford.

Habuda-Stanić M., Ergović Ravančić M., Flanagan A., 2014. A Review on Adsorption of Fluoride from Aqueous Solution. Materials, 7, 6317-6366.

Kresse G., Furthmüller J., 1996. Efficiency of ab-initio total energy calculations for metals and semiconductors using a plane-wave basis set, Computational Material Science, 6, 15-50.

Kresse G., Furthmüller J., 1996. Efficient iterative schemes for ab initio total-energy calculations using a plane-wave basis set. Physical Review B, 54, 11169-11186.

Mitchell C, Craig C, Wilson D., 2007. National Health and medical Research Council. A systematic review of the efficacy and safety of fluoridation, Part A: Review methodology and results. Sidney, Australian Government, National Health and Medical Research Council.

Mohapatra M., Anand S., Mishra B.K., Giles D., Singh P., 2009. Review of fluoride removal from drinking water. Journal of Environmental Management, 91, 67–77.

Organización Mundial de la Salud, 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th Edition, OMS.

Sosa-Rosales M., 2003. Evolución de la fluoruración como medida para prevenir la caries dental. Revista Cubana de Salud Pública, 29(3), 268-274.

REDUCCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE EMPLEANDO PELÍCULAS DE DIÓXIDO DE TITANIO CRECIDAS POR ARCO CATÓDICO DOPADAS CON NITRÓGENO

Kleiman A[1,2]; Meichtry J M[3,4]; Xaubet M[1,2]; Grondona D[1,2]; Litter M I[5]; Márquez A[1,2]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Física, Buenos Aires, Argentina
[2] Universidad de Buenos Aires-CONICET, Instituto de Física del Plasma (INFIP), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Ciudad Universitaria Pab. I, 1428 Buenos Aires, Argentina
[3] Gerencia Química, Comisión Nacional de Energía Atómica-CONICET, Av. Gral. Paz 1499, 1650 San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina
[4] Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Buenos Aires, Departamento de Ingeniería Química, Medrano 951, 1179 Buenos Aires, Argentina
[5] IIIA-Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de General San Martín-CONICET, Campus Miguelete, Av. 25 de Mayo y Francia, 1650 San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina
E-mail: kleiman@df.uba.ar

Resumen.

El dióxido de titanio es el material más utilizado como fotocatalizador para la degradación de contaminantes en agua, debido a su excelente funcionalidad, su alta estabilidad y su baja toxicidad. Sin embargo, su baja eficiencia cuando es irradiado con luz solar lo ha hecho objeto de numerosas investigaciones para ampliar el rango del espectro UV-visible donde es activo y aumentar la fracción de luz solar capaz de iniciar procesos fotocatalíticos con TiO_2. Para esto, en muchos trabajos se ha propuesto el dopaje del TiO_2 con nitrógeno. La síntesis de películas de TiO_2 ha sido abordada empleando diversos métodos; entre ellos, la deposición por descargas tipo arco catódico permite controlar el crecimiento de las fases cristalinas a relativamente baja temperatura y presenta alta tasa de crecimiento y excelente adhesión. En este trabajo, se estudió la actividad fotocatalítica de películas de TiO_2 en fase anatasa de distinto espesor, con y sin dopaje con nitrógeno, depositadas por arco catódico sobre sustratos de vidrio. El dopaje con nitrógeno se realizó mediante implantación iónica por inmersión en un plasma de nitrógeno. La actividad fotocatalítica fue evaluada a través de la eficiencia en la reducción de Cr(VI) en presencia de ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) bajo irradiación UV-visible. Se estudió la estructura cristalina de las películas, la composición superficial y la transmitancia en el rango UV–visible. Para películas de 200 nm de espesor se alcanzó, luego de 5 h, una reducción de Cr(VI) del 58% para TiO_2 puro y 85% para TiO_2 dopado, observándose un leve corrimiento del borde de absorción hacia el rango visible. Si bien las películas de mayor espesor resultaron más eficientes (99% de reducción de Cr(VI) para 750 nm), el efecto del dopaje, tanto en el borde de absorción como en la actividad fotocatalítica, fue menos notable al incrementar el espesor.

Palabras clave: Fotocatálisis; Cromo hexavalente; Dióxido de titanio; TiON; Arco catódico

Abstract.

Titanium dioxide has been widely used as a photocatalyst for the degradation of pollutants in water due to its excellent functionality, high stability and low toxicity. However, its low efficiency under sunlight irradiation makes it the subject of several investigations to expand the range in the UV-Vis spectrum where it is active and to increase the fraction of sunlight capable of initiating photocatalytic processes with TiO_2. In order to shift the bandgap toward the visible range, doping TiO_2 with nitrogen has been proposed in many works. The synthesis of TiO_2 has been addressed employing several techniques; among them, deposition by cathodic arcs allows the control of the crystalline phases at rather low temperature, and presents high growth rate and excellent adhesion. In this work, the photocatalytic activity of undoped and N-doped TiO_2 anatase films with different thickness

prepared by cathodic arc deposition on glass substrates is reported. The doping of the films was performed by plasma immersion ion implantation in an environment of N_2. The photocatalytic activity was evaluated through the efficiency in the reduction of Cr(VI) in the presence of ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) under UV–Vis irradiation. The crystalline structure of the films, the surface composition and the transmittance in the UV-Vis range were studied. For 200 nm thick films, Cr (VI) reduction of 58% for pure TiO_2 and 85% for doped TiO_2 was achieved after 5 h irradiation, and a slight shift of the absorption edge towards the visible range was observed. Although thicker films were more efficient (99% reduction of Cr (VI) for 750 nm), the effect of doping, both in the absorption edge and in the photocatalytic activity, was less noticeable with increasing thickness.

Keywords: Photocatalysis; Hexavalent chromium; Titanium dioxide; TiON; Cathodic arc

INTRODUCCIÓN

El TiO_2 es un material con propiedades ópticas, eléctricas y químicas que lo hacen muy atractivo para una amplia gama de aplicaciones, entre las cuales se destaca su empleo como fotocatalizador para la degradación de contaminantes en agua, debido a su excelente funcionalidad, su alta estabilidad y su baja toxicidad. El proceso fotocatalítico heterogéneo es iniciado por la absorción de un fotón por las partículas de TiO_2 con energía igual o mayor que el *bandgap* (≈ 3,2 eV), produciendo un par hueco-electrón. Cuando se trabajó con suspensiones de TiO_2 en solución acuosa bajo iluminación UV, se observó una alta eficiencia fotocatalítica para la inactivación de microorganismos y la transformación de compuestos orgánicos e inorgánicos, procesos con importante impacto sobre la purificación o potabilización de agua [Street 2014]. Posteriormente, varios estudios se enfocaron en la actividad fotocatalítica de TiO_2 inmovilizado en superficies, en forma de polvo o películas, lo cual evita la necesidad del proceso de separación final del material [Zhang 2012, Schneider 2014]. Uno de los análisis que se ha empleado para evaluar la actividad fotocatalítica de las películas de TiO_2 es la reducción fotocatalítica de Cr(VI), un contaminante tóxico y carcinogénico presente en forma natural en aguas y en efluentes provenientes de desechos industriales y de la actividad agrícola. En particular, el sistema Cr(VI) / ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) representa un excelente modelo de contaminante para testear el fotocatalizador [Litter 2018], permitiendo tratar dos contaminantes biorrefractarios por vía oxidativa (EDTA) y reductiva (Cr(VI)) de forma simultánea; además, la presencia de O_2 no inhibe la reducción de Cr(VI) y éste es fácilmente cuantificable hasta concentraciones inferiores a las recomendadas por la Organización Mundial para la Salud para agua apta para consumo humano (50 µg/L) [OMS 2011]. El TiO_2 se presenta en tres fases cristalinas distintas: anatasa, rutilo y brookita. Las fases comúnmente observadas en películas delgadas son anatasa y rutilo, aunque frecuentemente se obtienen películas amorfas que pueden cristalizarse mediante un tratamiento térmico. La retención de la fase anatasa en materiales nanocristalinos es de gran interés debido a que esta fase es la que exhibe mayor eficiencia en los procesos fotocatalíticos [Schneider 2014]. En particular, el producto comercial TiO_2 P25, compuesto por aproximadamente 75% anatasa y 25% rutilo, ha mostrado una excepcional eficiencia fotocatalítica, habiendo sido establecido como material de referencia [Meichtry 2014]. Sin embargo, la necesidad del uso de radiación UV para la activación del TiO_2 hace que sólo se pueda aprovechar un 4% de la luz solar. Por ello, se ha tratado de llevar la actividad fotocatalítica del TiO_2 hacia el rango de la luz visible, dopándolo con metales de transición (por ejemplo, Cr, Fe, Ni ó V) o con aniones no metálicos como el N [Pelaez 2012]. Los materiales dopados con nitrógeno han mostrado un corrimiento de la energía de absorción hacia el visible, debido a la disminución del *bandgap*, conjuntamente con una alta estabilidad química [Bakar 2016].

El crecimiento de películas de TiO_2 se ha logrado empleando diversas tecnologías, entre las que se hallan deposición química por vapor (CVD), electrodeposición, anodización, sol-gel, ablación laser, evaporación catódica (*sputtering*), y otras. La deposición de películas

empleando descargas de tipo arco catódico permite controlar el crecimiento de las fases cristalinas del TiO_2 a relativamente baja temperatura, y presenta alta tasa de crecimiento y excelente adhesión. En los equipos utilizados (ver adelante), se genera una descarga eléctrica de alta corriente (~ 100 A) y baja tensión (~ 20 V) entre un cátodo de titanio y un ánodo metálico, ambos inmersos en una cámara de vacío [Boxman 1996]. En la superficie del cátodo, la corriente se concentra en regiones muy pequeñas donde el material es vaporizado, ionizado y acelerado, dando lugar a un haz de iones de Ti con energías de aproximadamente 40 eV, que constituye alrededor de un 10 % de la corriente total del arco. Si se coloca un sustrato que intercepte el haz de iones, se obtienen recubrimientos metálicos; y haciendo fluir oxígeno en la cámara de descarga pueden obtenerse recubrimientos de TiO_2. Las películas de TiO_2 crecidas por arco catódico han mostrado una buena eficiencia fotocatalítica en la reducción de Cr(VI) en presencia de EDTA bajo irradiación UV-visible; en este caso, las películas de mayor espesor presentaron muy buena actividad, mayor aún que la de películas de P25 preparadas por *dip-coating* [Kleiman 2020].

Una forma de dopar las películas es mediante implantación iónica por inmersión en plasma (PIII). En las descargas en gases a baja presión, los iones pueden ser acelerados hacia el material a tratar controlando el potencial eléctrico del material con respecto al plasma. De acuerdo al tipo de ion y a la energía ganada, la polarización del sustrato se puede utilizar para distintos fines, uno de los cuales es obtener un proceso de implantación iónica. En este proceso, se aplica una tensión de polarización altamente negativa (superior al kV) sobre un sustrato inmerso en el seno del plasma, que ocasiona que los electrones sean rápidamente repelidos en la región cercana a la superficie, mientras que los iones se mantienen en su posición original debido a su mayor inercia. De esta manera, se forma una lámina alrededor de la superficie, denominada lámina matriz. En tiempos relativamente más largos, los iones son acelerados hacia el sustrato negativamente polarizado alcanzando suficiente energía para ser implantados, penetrando unos nanómetros desde la superficie. El proceso PIII permite implantar dosis muy superiores a los métodos de implantación tradicional (que usan un haz de iones monoenergético) y posibilita el tratamiento de grandes áreas y de sustratos con formas irregulares [Anders 2000]. Entre las investigaciones más recientes referidas a TiO_2 dopado con nitrógeno, se doparon por PIII películas crecidas por oxidación con microarco sobre sustratos de titanio. El material obtenido mostró un aumento de la absorción en el rango visible y un aumento en la respuesta antibacteriana [Zheng 2020]. Para la obtención de películas de TiO_2 dopadas con nitrógeno se ha empleado también *sputtering*, usando un blanco de Ti en una atmósfera de Ar, O_2 y N_2, o evaporando un blanco de TiO_2 en presencia de Ar y N_2; oxidación térmica de películas de TiN crecidas por deposición asistida por un haz de iones; y una gran variedad de métodos químicos. Los resultados mostraron que mediante el dopaje con nitrógeno se ha logrado correr el borde de absorción de la radiación al espectro visible. Sin embargo, los estudios sobre la fotoactividad de este tipo de películas han estado centrados en la reducción de contaminantes orgánicos [Ansari 2016].

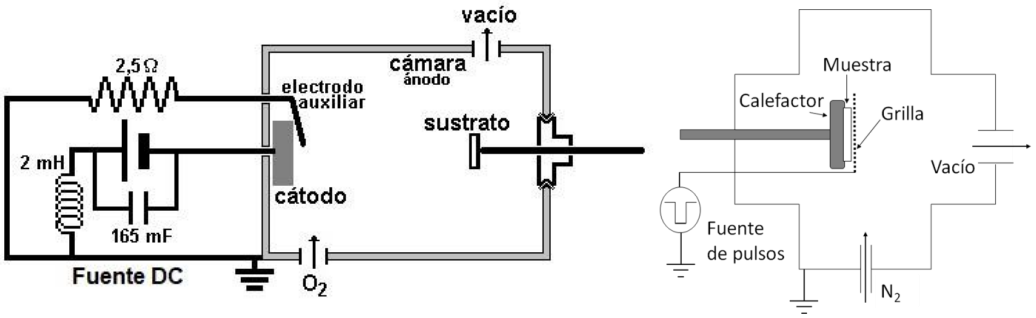
En este trabajo, se presenta el estudio de la actividad fotocatalítica de películas de TiO_2 en fase anatasa, con y sin dopaje con nitrógeno. Las películas fueron depositadas por arco catódico sobre sustratos de vidrio, y el dopaje con nitrógeno se realizó por implantación iónica por inmersión en un plasma de nitrógeno. Se evaluó el efecto del dopaje en la estructura, composición y propiedades ópticas de las películas. La actividad fotocatalítica fue medida a través de la eficiencia en la reducción de Cr(VI) en presencia de EDTA bajo irradiación UV-visible.

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Las películas de TiO_2 fueron crecidas por arco catódico en un equipo (Figura 1a) que cuenta con una de fuente de corriente continua de alta potencia (18 kW) protegida por un banco de capacitores y una bobina. El cátodo de titanio (grado 2, diámetro 5,5 cm) es

colocado en forma coaxial en el interior de una cámara de vacío cilíndrica de acero inoxidable (diámetro 35 cm, longitud 50 cm) que actúa como ánodo, conectada a tierra. Ambos electrodos son refrigerados por un circuito de agua con circulación forzada. La descarga se inicia con un electrodo auxiliar móvil, por el cual circula una fracción de la corriente total que, al alejarse del cátodo, dispara un arco auxiliar, a partir del cual se genera el canal de corriente de la descarga principal. El sistema de vacío está compuesto por una bomba difusora asistida por una bomba mecánica, alcanzando una presión de base del orden de 0,01 Pa. El equipo está asistido por un sistema controlador de flujos que permite fijar el caudal de O_2 inyectado.

En este trabajo, se emplearon sustratos de vidrio de 2,5 x 2,5 cm^2 colocados a 26 cm frente al cátodo. La corriente del arco fue de 100 A y la presión de O_2 fue de 3 Pa. Se varió el tiempo de exposición a la descarga para obtener películas de distinto espesor. Los recubrimientos fueron crecidos a temperatura ambiente y luego fueron sometidos a un tratamiento térmico a 400 ºC a presión atmosférica durante 1 h con el fin de obtener películas en la fase anatasa. Las muestras fueron preparadas de a pares con el fin de dopar con N una muestra de cada par. El dopaje se realizó mediante un tratamiento PIII. El dispositivo de implantación (Figura 1b) consiste en una cámara de vacío con forma de cruz, evacuada a través de una bomba difusora y una mecánica, siendo la presión de base del sistema del orden de 0,01 Pa. El equipo cuenta con una fuente de pulsos de alta tensión para polarizar las muestras y un sistema de inyección de gases de caudal controlado. Las muestras se ubican sobre un calefactor en el interior de la cámara. Dado que ni las películas de TiO_2 ni los sustratos eran materiales conductores, se colocó sobre las muestras una grilla metálica con el fin de atraer a los iones de nitrógeno hacia la superficie del film. El tratamiento se realizó durante 2 h en N_2 a 100 Pa, empleando pulsos negativos de 8 kV con una frecuencia de 200 Hz y ancho de pulso de 50 ms. Las muestras fueron mantenidas a 300 ºC durante el proceso de implantación con el fin de favorecer la difusión de los iones implantados. En la Tabla 1 se indican las características de las muestras analizadas y la nomenclatura asignada.



(a) (b)

Figura 1. Esquemas de los dispositivos utilizados para la preparación de las muestras: (a) arco catódico empleado para el crecimiento de las películas de TiO_2; (b) cámara de implantación para el dopaje con nitrógeno.

Tabla 1. Datos y nomenclatura de las muestras analizadas.

Muestra	Espesor (nm)	Dopada con N
A1	200 ± 50	No
N1	200 ± 50	Sí
A2	400 ± 80	No
N2	400 ± 80	Sí
A3	750 ± 90	No
N3	750 ± 90	Sí

Las muestras fueron pesadas antes y después de la deposición por arco en una balanza analítica con el fin de determinar la masa depositada. La composición de las películas fue analizada por espectroscopía de fotoelectrones emitidos por rayos X (XPS) con un espectrómetro Kratos Axis Ultra DLD. La estructura cristalina fue estudiada por difracción de rayos X (XRD), en la geometría de Bragg-Brentano, con un difractómetro Panalytical Empyrean (radiación CuKα) con detector PixCel 3D. La transmitancia de las películas en el rango UV–visible (300–800 nm) se midió con un espectrofotómetro Shimadzu UV-1800, colocando un sustrato sin recubrir en la celda de referencia con el fin de obtener una medición directa de la transmitancia de las películas.

Para los experimentos de fotocatálisis se preparó una solución acuosa de dicromato de potasio ([Cr(VI)] = 0.8 mM) y EDTA (1 mM), ajustada a pH 2 con ácido perclórico 70%. Las películas fueron sumergidas en 10 mL de esta solución, e irradiadas durante 5 h con una lámpara Philips HPA 400S (máxima emisión en el UV a 365 nm) a través de un filtro de vidrio borosilicatado que contenía 1 cm de agua Milli-Q para evitar el pasaje de radiación infrarroja. El espectro de emisión de la lámpara y el de transmisión del vidrio pueden encontrarse en un trabajo previo [Kleiman 2020]. La irradiancia media fue de 28 W/m^2, medida con un radiómetro Spectroline DM-365 XA. Los sistemas fueron constantemente agitados magnéticamente. Los cambios en la concentración de Cr(VI) se analizaron con el método de espectrofotometría de difenilcarbacida a 540 nm [ASTM Sandards 1999]. La medición se realizó en un espectrofotómetro de arreglo de diodos UV-Vis HP 8453 A sobre muestras de 0,05 mL tomadas periódicamente de la solución, diluidas 1/10 en agua Milli-Q.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El espesor de las películas se estimó a partir de la masa depositada considerando una densidad de (3,85 ± 0,25) g/cm^3, valor medio hallado en trabajos anteriores para muestras de anatasa preparadas en condiciones similares [Kleiman 2011, 2014]. Los espesores hallados se muestran en la Tabla 1. En la Figura 2 se presentan los patrones de XRD obtenidos de una muestra de TiO_2 antes y después del proceso de dopaje por implantación. Se indican también en la figura las posiciones de los picos de Bragg de la anatasa. Puede observarse que las señales son muy similares, correspondiendo en ambos casos a la estructura anatasa.

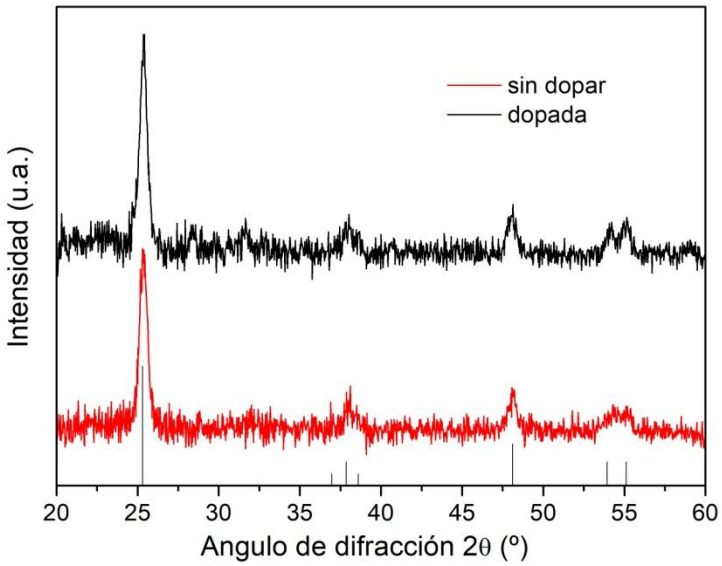


Figura 2. Difractogramas de rayos X obtenidos para una película de TiO_2 antes y después del dopaje con nitrógeno. Las barras indican la posición de los picos de Bragg correspondientes a la fase anatasa. Las señales fueron desplazadas verticalmente para mayor claridad visual.

En la Figura 3 se grafican los resultados de XPS obtenidos de la superficie de dos películas de TiO_2 depositadas en iguales condiciones, una de las cuales fue dopada con nitrógeno. Se muestra el detalle de las señales correspondientes a los picos Ti2p, O1s y N1s. Tanto en el caso del titanio como en el del oxígeno, las señales de la muestra dopada son muy similares a las de la película sin dopaje. Las posiciones de ambos picos del doblete T2p y del pico O1s coinciden con las reportadas en la literatura para el tipo de enlace del TiO_2 [Saied 1988, Kumar 2000]. En el caso de la señal N1s, para la muestra dopada se observa un pico cercano a 403 eV y otro más pequeño en 396 eV. Analizando la señal completa de XPS se determinó que la abundancia del nitrógeno en la superficie es del 2,2%, mientras que para la película sin dopar la presencia del nitrógeno, representa menos del 0,2% de la composición superficial de la muestra y puede atribuirse a contaminación.

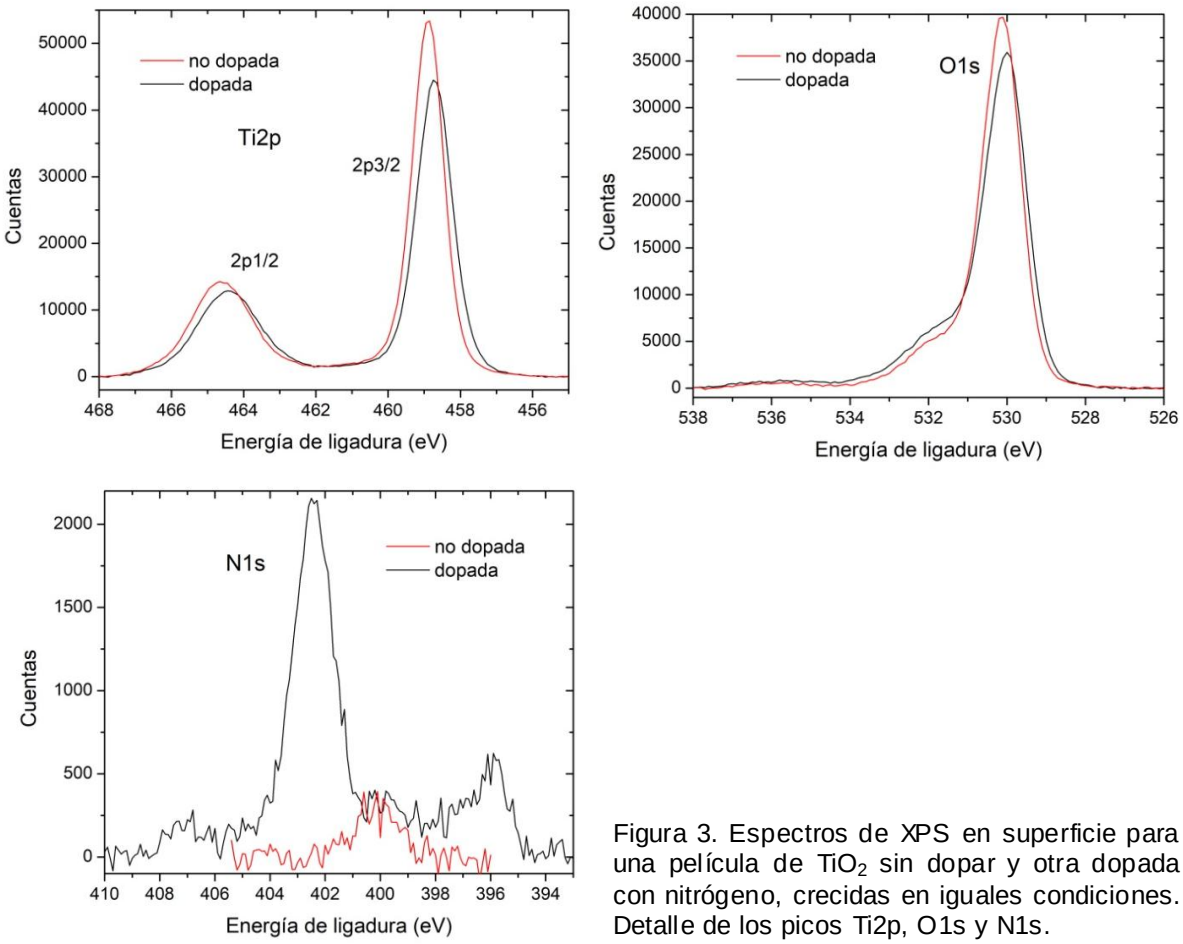


Figura 3. Espectros de XPS en superficie para una película de TiO_2 sin dopar y otra dopada con nitrógeno, crecidas en iguales condiciones. Detalle de los picos Ti2p, O1s y N1s.

En la Figura 4 se muestran los resultados de las mediciones de transmitancia en el rango UV-visible para películas de TiO_2 de distinto espesor, antes y después del dopaje con nitrógeno por implantación. En todas las señales, se observa un patrón de interferencia, siendo los máximos y mínimos (interferencia constructiva y destructiva, respectivamente) más cercanos cuanto mayor es el espesor de la película [Swanepoel 1983]. En la zona de baja absorción (600 – 800 nm), las muestras presentan una transmitancia media de entre 70 y 80%. Para longitudes de onda menores a 600 nm (zona de absorción media), el valor de la transmitancia media comienza a decrecer hasta llegar a un decrecimiento abrupto en la zona de alta absorción. Para la muestra N3 (Figura 4c), no se aprecia un cambio significativo en la señal luego del dopaje. En cambio, para las muestras N1 y N2 (Figuras 4a y 4b) se observa luego del dopaje con nitrógeno una menor transmitancia en la zona de absorción media, mientras que la caída abrupta en la transmitancia se da a longitudes de onda levemente mayores. Esto indica un leve corrimiento del borde de absorción (*bandgap*) hacia el rango visible.

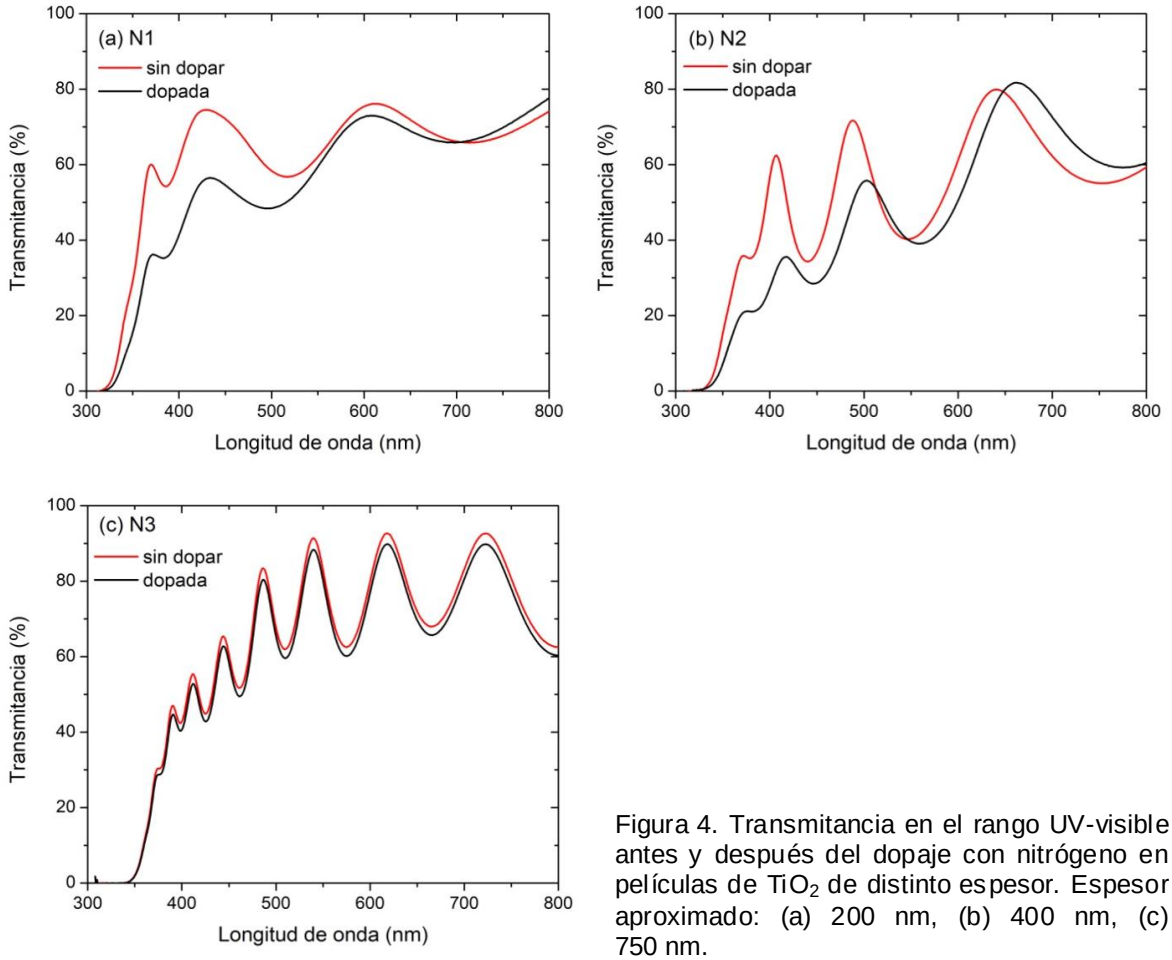


Figura 4. Transmitancia en el rango UV-visible antes y después del dopaje con nitrógeno en películas de TiO_2 de distinto espesor. Espesor aproximado: (a) 200 nm, (b) 400 nm, (c) 750 nm.

Los resultados de los experimentos de reducción fotocatalítica de Cr(VI) se muestran en la Figura 5, donde se grafica, para muestras de distinto espesor con y sin dopaje, la evolución de la concentración de Cr(VI) normalizada ($[Cr(VI)]/[Cr(VI)]_0$). En la figura se muestra también la evolución en la concentración de Cr(VI) para un experimento realizado en ausencia del fotocatalizador (blanco), donde se observa una reducción de Cr(VI) de aproximadamente el 50% luego de 300 min de irradiación. Esto se debe a la reacción homogénea para Cr(VI) en presencia de alcoholes y ácidos carboxílicos bajo irradiación UV-A [Mytych 2005]. A pesar de que la actividad fotocatalítica del blanco es considerable, se observa que la presencia de las películas, en todos los casos, incrementó la reducción de Cr(VI). Además, para las películas de TiO_2 sin dopaje (muestras A), la actividad fotocatalítica aumentó al incrementarse el espesor del fotocatalizador, tal como se reportó anteriormente tanto para películas crecidas por arco catódico como para muestras de TiO_2 P25 preparadas por *dip-coating* [Kleiman 2011, 2020]. Los porcentajes de Cr(VI) reducido luego de 300 min fueron 58%, 69% y 99% empleando las muestras A1, A2 y A3, respectivamente. En la misma Figura 5, puede observarse también que la eficiencia fotocatalítica de las películas dopadas fue mayor a la de las películas equivalentes sin dopaje, aunque esta diferencia es prácticamente despreciable para las películas de mayor espesor. Con las muestras N1, N2 y N3 se alcanzó, luego de 300 min, una reducción de Cr(VI) del 85%, 85% y 99%, respectivamente. La mayor actividad de las películas N1 y N2 respecto de A1 y A2 puede explicarse por el corrimiento del borde de absorción, que hace que en la radiación incidente haya una fracción algo mayor de fotones capaces de iniciar la reacción fotocatalítica. Para las películas de mayor espesor, la diferencia en la eficiencia fotocatalítica a lo largo del experimento fue apenas apreciable, coincidentemente con lo observado para el borde de absorción.

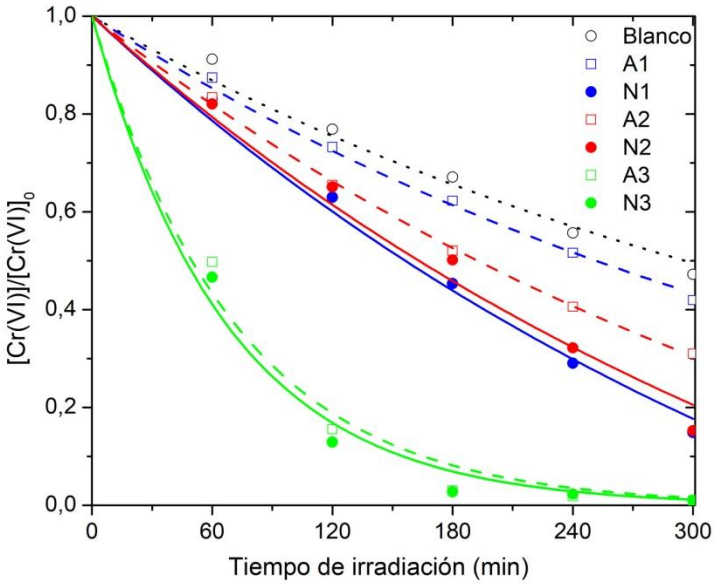


Figura 5. Perfil temporal de la concentración de Cr(VI) normalizada durante los ensayos de fotocatálisis realizados en ausencia de fotocatalizador (blanco) y en presencia de películas de TiO_2 de distinto espesor, con y sin dopaje con nitrógeno. Las líneas se incluyen para una mayor claridad visual; las líneas continuas, discontinuas y punteadas corresponden a películas dopadas con nitrógeno, películas sin dopaje y al blanco, respectivamente.

CONCLUSIONES

Se prepararon películas de TiO_2 de distinto espesor por arco catódico, dopándose algunas de ellas con nitrógeno mediante un proceso de implantación de iones. Si bien en las películas dopadas se observó la presencia de nitrógeno en superficie (abundancia ~2%), no se encontraron diferencias en la estructura cristalina antes y después del dopaje. Las películas dopadas con nitrógeno presentaron un leve corrimiento del borde de absorción hacia el rango visible y mostraron una mayor eficiencia como fotocatalizador en la reducción de Cr(VI) en presencia de EDTA bajo irradiación UV-visible. Con el dopaje con nitrógeno en las películas de 200 nm y 400 nm de espesor se observó un aumento en la reducción de Cr(VI) de 58% a 85 % y de 69% a 85 %, respectivamente, luego de 300 min de irradiación. Con las películas de 750 nm de espesor se alcanzó un mayor porcentaje de Cr(VI) reducido (99%) pero el efecto del dopaje fue apenas apreciable. El hecho de que los cambios hayan sido más notables en las muestras delgadas, tanto en el corrimiento en el borde de absorción como en el aumento en la actividad fotocatalítica, podría deberse a una mayor influencia relativa de la región dopada. Para futuros trabajos, se propone optimizar el proceso de dopaje con el fin de implantar dosis mayores de nitrógeno, estudiar el efecto del dopaje en películas de mayor espesor y evaluar la actividad fotocatalítica de las películas bajo irradiación con luz visible.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con fondos de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT-2015-0208 y PICT-2017-2869) y del CONICET (PIP 11220170100711CO y PUE 22920180100050CO). Los estudios de XRD se realizaron en el Laboratorio de Rayos X, Departamento de Física de la Materia Condensada, Comisión Nacional de Energía Atómica, gracias a la colaboración del Dr. Daniel Vega. Las mediciones de transmitancia se realizaron en el Laboratorio de Polímeros y Materiales Compuestos,

Departamento de Física, FCEyN, Universidad de Buenos Aires. Los estudios de XPS se llevaron a cabo en el Leibniz Institute of Surface Modification (IOM), Leipzig, Alemania.

REFERENCIAS

Anders A (Ed.), 2000. Handbook of plasma immersion ion implantation and deposition (Vol. 8). New York: Wiley.

Ansari S A, Khan M M, Ansari M O, Cho M H, 2016. Nitrogen-doped titanium dioxide (N-doped TiO_2) for visible light photocatalysis, New Journal of Chemistry, Vol. 40, 3000-3009.

ASTM Standards, 1999, D 1687-92.

Bakar S A, Ribeiro C, 2016. Nitrogen-doped titanium dioxide: An overview of material design and dimensionality effect over modern applications. Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews, Vol. 27, 1-29.

Boxman R L, Sanders D M, Martin P J (Eds.), 1996. Handbook of vacuum arc science & technology: fundamentals and applications. William Andrew.

Kleiman A, Márquez A, Vera M L, Meichtry J M, Litter M I, 2011. Photocatalytic activity of TiO_2 thin films deposited by cathodic arc. Applied Catalysis B: Environmental, Vol. 101, 676-681.

Kleiman A, Lamas D G, Craievich, A F, Márquez A, 2014. X-ray reflectivity analysis of titanium dioxide thin films grown by cathodic arc deposition, Journal of Nanoscience and Nanotechnology, Vol. 14, 3902–3909.

Kleiman A, Meichtry J M, Vega D, Litter M I, Márquez A, 2020. Photocatalytic activity of TiO_2 films prepared by cathodic arc deposition: Dependence on thickness and reuse of the photocatalysts, Surface & Coatings Technology, Vol. 382, 125154.

Kumar P M, Badrinarayanan S, Sastry M, 2000. Nanocrystalline TiO_2 studied by optical, FTIR and X-ray photoelectron spectroscopy: correlation to presence of surface states, Thin Solid Films, Vol. 358, 122-130.

Litter M I, Quici N, Meichtry J M, Montesinos V N, 2018. Photocatalytic treatment of inorganic materials with TiO_2 nanoparticles, en: H.S. Nalwa (Ed.), Encyclopedia of Nanoscience and Nanotechnology, Vol. 29, American Scientific Publishers, Valencia, California, pp. 303–336.

Meichtry J M, , Colbeau-Justin C, Custo G, Litter M I, 2014. TiO_2-photocatalytic transformation of Cr(VI) in the presence of EDTA: comparison of different commercial photocatalysts and studies by time resolved microwave conductivity, Applied Catalysis B: Environmental, Vol. 144, 189–195.

Mytych P, Ciesla P, Stasicka Z, 2005. Photoredox processes in the Cr(VI)–Cr(III)–oxalate system and their environmental relevance, Applied Catalysis B: Environmental, Vol. 59, 161–170.

OMS (Organización Mundial de la Salud), 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th ed., WHO (ed.), Ginebra, Suiza. Disponible en: http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf.

Pelaez M et al., 2012. A review on the visible light active titanium dioxide photocatalysts for environmental applications. Applied Catalysis B: Environmental, Vol. 125, 331-349.

Saied S 0, Sullivan J L, Choudhury T, Pearce CG, 1988. A comparison of ion and fast atom beam reduction in TiO_2, Vacuum, Vol. 38, 917-922.

Schneider J, Matsuoka M, Takeuchi M, Zhang J, Horiuchi Y, Anpo M, Bahnemann D W, 2014. Understanding TiO_2 photocatalysis: mechanisms and materials, Chemical Reviews, Vol. 114, 9919–9986.

Street A, Sustich R, Duncan J, Savage N. (Eds.), 2014. Nanotechnology applications for clean water: solutions for improving water quality. William Andrew.

Swanepoel R, 1983. Determination of the thickness and optical constants of amorphous silicon, Journal of Physics E: Scientific Instruments, Vol. 16, 1214–1222.

Zhang L, Dillert R, Bahnemann D, Vormoor M, 2012. Photo-induced hydrophilicity and self-cleaning: models and reality, Energy & Environmental Science, Vol. 5, 7491–7507.

Zheng L, Shi Q I A N, Liu X Y, 2020. Induced antibacterial capability of TiO_2 coatings in visible light via nitrogen ion implantation, Transactions of Nonferrous Metals Society of China, Vol. 30, 171-180.

APLICACIONES Y TENDENCIAS EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS CON ARSÉNICO: EXTRACCIÓN A PARTIR DE ALUMINOSILICATOS MODIFICADOS

Villafranca, J.C.[1,2]; Barbeito M.E.[1]; Clausen R.[1]; Martinis, E.M.[1,2]

[1] Laboratorio de Análisis Instrumental, DETI, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo; Centro Universitario, Ciudad de Mendoza, M5500 Mendoza, Argentina

[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

jcvillafrancaa@gmail.com, Tel: +54-261-6575003

emartinis@mendoza-conicet.gob.ar, Tel: +54-261-4672305

RESUMEN

La contaminación del agua se ha convertido en un problema mundial debido a sus efectos dañinos sobre la salud humana y los ecosistemas. Uno de los problemas ambientales más graves es la contaminación del agua con metales. Particularmente, más de 25 países, entre los cuales se encuentra Argentina, han reportado contaminación de sus aguas con arsénico. La ingesta de arsénico puede provocar distintos tipos de cáncer y otras enfermedades dérmicas, neurológicas y cardiovasculares en seres humanos. Encontrar un método para la remoción de arsénico en aguas es un desafío debido a que debe ser eficiente, aplicable, económicamente viable y socialmente aceptado. Entre diferentes técnicas, la adsorción ha resultado ser una de las más adecuadas y eficaces, lo que ha despertado un gran interés en la comunidad científica. Los minerales arcillosos constituyen excelentes adsorbentes para el tratamiento del agua ya que son materiales de bajo costo, abundantes en la naturaleza y amigables con el medio ambiente. Numerosos estudios han demostrado que estos materiales se pueden modificar para optimizar su rendimiento. Específicamente, la capacidad de sorción de las arcillas se puede mejorar mediante un proceso de funcionalización. A partir de la comparación de distintos estudios se comprueba que en muchos casos la sorción de arsénico por parte de aluminosilicatos modificados es mayor con respecto a sus formas naturales.

Palabras clave: Aluminosilicatos; Arcillas modificadas; Tratamiento de aguas; Extracción; Arsénico.

ABSTRACT

Water pollution has become a global problem due to its damaging effects on human health and ecosystems. One of the most serious environmental problems is the contamination of water with metals. In particular, more than 25 countries, including Argentina, have reported contamination of their waters with arsenic. Ingestion of arsenic can cause different types of cancer and other dermal, neurological and cardiovascular diseases in humans. Finding a method to remove arsenic from water is challenging because it must be efficient, applicable, economically viable and socially acceptable. Among different techniques, adsorption has proven to be one of the most suitable and effective, which has aroused great interest in the scientific community. Clay minerals are excellent adsorbents for water treatment, as they are low-cost materials, abundant in nature and friendly to the environment. Numerous studies have shown that these materials can be modified to optimize their performance. Specifically, the sorption capacity of clays can be improved by a functionalization process. From the comparison of different studies it is found that in many cases the sorption of arsenic by modified aluminosilicates is greater with respect to their natural forms.

Keywords: Aluminosilicates; Modified clays; Water treatment; Extraction; Arsenic.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua se ha convertido en un problema mundial debido a sus efectos dañinos sobre la salud humana y los ecosistemas (Chen et al., 2015). El aumento de la atención pública en el tratamiento del agua ha hecho evidente la necesidad de encontrar soluciones eficientes, sin embargo, el desarrollo de tecnologías de remediación plantea un gran desafío en la comunidad científica (Iconaru et al., 2016; Ma et al., 2016).

Uno de los problemas ambientales más graves es la contaminación del agua con metales. Su toxicidad se debe a que no son susceptibles de ser degradados biológicamente produciendo bioacumulación y/o biomagnificación lo que genera diversos problemas en humanos, plantas y animales (Abo-El-Enein et al., 2017; Cruz-Guzmán et al., 2006; Veli & Alyüz, 2007).

Entre la gran variedad de especies metálicas, el arsénico ha despertado gran preocupación en todo el mundo. Más de 25 países, entre los cuales se encuentra Argentina, han reportado contaminación de sus aguas subterráneas con arsénico (Mohan & Pittman, 2007). La presencia de arsénico tiene su origen en actividades humanas como los procesos industriales y el uso de fertilizantes, pesticidas y herbicidas en la agricultura, pero principalmente su origen es geogénico (Manning & Goldberg, 1996).

La ingesta de arsénico puede provocar distintos tipos de cáncer (piel, riñón, pulmón y vejiga) y otras enfermedades dérmicas, neurológicas y cardiovasculares. Al mismo tiempo interfiere en el normal funcionamiento de diferentes procesos fisiológicos tales como la actividad enzimática, el transporte de cationes y procesos de transcripción celular (Jain & Singh, 2012; Manning & Goldberg, 1996; Wu et al., 2017). A partir de esto, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) ha ubicado al arsénico en la clase A de carcinógenos humanos estableciendo concentraciones máximas de arsénico en agua para consumo de 10 µg/L en coincidencia con los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y estándares europeos (Jain & Singh, 2012; Lenoble et al., 2002).

Si bien el arsénico es tóxico a niveles traza, otra de las características que contribuyen a su peligrosidad es la variedad de formas y estados de oxidación en las que puede encontrarse. El estado de oxidación estará determinado por las condiciones ambientales pudiendo variar entre As^{5+}, As^{3+}, As^{0} y As^{3-}. La valencia de las distintas especies juega un rol importante en el comportamiento de este elemento. Las especies As^{5+} y As^{3+} son las predominantes en la naturaleza, siendo el As^{3+} entre 25-60 veces más tóxico que el As^{5+} y adsorbido más débilmente, lo que aumenta su liberación en aguas (Ren et al., 2014).

Encontrar un método para la remoción de arsénico en aguas es un desafío debido a que debe ser eficiente, aplicable, económicamente viable y socialmente aceptado. Se han desarrollado y aplicado gran variedad de técnicas para la remoción de arsénico en solución acuosa. Las más comunes incluyen flotación, coagulación, precipitación, oxidación, filtración, adsorción e intercambio iónico. Algunos de estos métodos poseen desventajas tales como bajas eficiencias, altos costos o la generación de residuos tóxicos que necesitan otro tratamiento previo a ser depositados en el ambiente (Jain & Singh, 2012).

Entre estas técnicas, se ha encontrado que la adsorción es una de las más adecuadas y eficaces, lo que ha generado un gran interés por parte de científicos de todo el mundo. Existen características que hacen que la adsorción sea ampliamente utilizada debido a su eficiencia y alta selectividad, flexibilidad de diseño, facilidad de operación y bajos costos (Wu et al., 2017).

Se han aplicado como adsorbentes una amplia gama de materiales, entre los que se encuentran residuos agrícolas e industriales, minerales como óxidos y materiales silíceos, carbón activado y biosorbentes (Chen et al., 2015).

Las arcillas constituyen una excelente opción para el tratamiento del agua, ya que son materiales de bajo costo, abundantes en la naturaleza y amigables con el medio ambiente (Ren et al., 2014). Las arcillas tienen una gran variedad de propiedades estructurales y superficiales que las convierten en excelentes adsorbentes (Mnasri-Ghnimi & Frini-Srasra, 2019; Veli & Alyüz, 2007). Por otro lado, si bien las arcillas naturales son capaces de adsorber contaminantes en solución acuosa, sus capacidades de sorción son bajas debido a limitaciones en términos de eficiencia y selectividad (Celis et al., 2000; Phothitontimongkol et al., 2009).

Numerosos estudios han comprobado que las arcillas se pueden modificar para optimizar su rendimiento. Específicamente, la capacidad de sorción de las arcillas se puede mejorar mediante un proceso de funcionalización. Existe una amplia variedad de técnicas de funcionalización que se han aplicado en la remediación de aguas contaminadas (de Paiva et al., 2008; Lenoble et al., 2002).

Este trabajo revisa el uso de arcillas como nanomateriales adsorbentes de arsénico en aguas contaminadas. Se presentarán propiedades relevantes de estos materiales y las técnicas de funcionalización desarrolladas para estos fines. El objetivo es brindar una visión integral que permita comprender las ventajas económicas, técnicas y ambientales de la aplicación de arcillas en el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico, como así también cuales son las tendencias en este campo de aplicación.

ARCILLAS Y MINERALES ARCILLOSOS

En la literatura científica el término arcilla tiene distintas acepciones según la disciplina en la que se utilicen. Según la Sociedad de Minerales Arcillosos (CMS) y la Asociación Internacional para el Estudio de las Arcillas (AIPEA), una arcilla es "… un material natural compuesto principalmente de minerales de grano fino, generalmente plástico con un contenido de agua apropiado y que se endurece cuando se seca o calienta ". Por su parte un mineral arcilloso es una clase de filosilicatos (estructura cristalográfica definida) hidratados que componen la fracción de grano fino de rocas, sedimentos y suelos (Bergaya & Lagaly, 2013a).

Dos consideraciones son importantes a tener en cuenta a partir de las definiciones previas. Por un lado, una arcilla está formada por una determinada proporción de minerales arcillosos junto con otros minerales asociados (cuarzo, feldespatos, carbonatos, óxidos, etc.)(Srinivasan, 2011); por otro lado, en la definición de minerales arcillosos no se contempla el origen, por lo que éstos pueden ser naturales o sintéticos.

Una clase de filosilicatos son los aluminosilicatos. Éstos están constituidos por unidades estructurales estratificadas (láminas) formadas por capas tetraédricas de sílice (T) y capas octaédricas de aluminio (O) en una proporción 1:1 o 2:1 para formar una estructura anisotrópica TO o TOT respectivamente (Bergaya & Lagaly, 2013b).

PROPIEDADES DE LOS ALUMINOSILICATOS

Existen diferentes tipos de aluminosilicatos según la estructura de las capas internas, lo que les confiere una amplia variedad de propiedades físicas y químicas. Las partículas de aluminosilicatos tienen tamaños nanométricos (5-10 nm) y estructuras porosas complejas dando lugar a superficies externas, superficies de bordes y superficies internas o intercapas. La combinación de un tamaño de partícula pequeño con una gran área superficial le otorga a los aluminosilicatos una alta superficie específica lo que permite interacciones físicas y químicas de estos materiales con especies disueltas (Gu et al., 2019).

Por otro lado cuentan con alta capacidad de intercambio catiónico (CEC) debido a la presencia de cargas permanentes y variables. Las cargas permanentes son el resultado de la carga superficial negativa neta que se origina a partir de

procesos de sustitución isomórfica. Por su parte, los bordes de las partículas de aluminosilicatos pueden producir cargas según el pH de la suspensión como resultado de la ruptura de enlaces primarios (Si – O y Al – O) originando cargas variables (Bhattacharyya & Gupta, 2008).

Las propiedades derivadas de la estructura cristalina de los aluminosilicatos los convierten en muy buenos adsorbentes naturales con múltiples aplicaciones industriales y ambientales. Sin embargo, estos materiales presentan limitaciones en su capacidad de sorción y baja selectividad. Para optimizar su rendimiento, los aluminosilicatos pueden modificarse mediante distintas técnicas de funcionalización (Lee & Tiwari, 2012).

FUNCIONALIZACIÓN DE ALUMINOSILICATOS

En la Tabla 1 se presentan las técnicas de funcionalización más comunes que han sido descriptas en la literatura científica.

Tabla 1: Técnicas de funcionalización de aluminosilicatos

Técnica		Capacidad de sorción
Tratamiento térmico[1]		Modificación de la estructura y composición por medio de calor
Activación ácida		Tratamiento con solución ácida inorgánica
Intercalación	Organoarcillas	Intercalación de compuestos orgánicos (enlace iónico)
	Nanocompuestos	Intercalación de polímeros
	Pilarización	Intercalación de policationes metálicos
	Sililación	Intercalación de compuestos orgánicos (enlace covalente)

[1]: la técnica de tratamiento térmico no ha sido desarrollada en este trabajo.

Activación ácida

Esta técnica corresponde a una de las modificaciones químicas más comunes, con aplicaciones a nivel industrial y científico. El objetivo es obtener un material parcialmente disuelto con una mayor superficie específica, porosidad y acidez superficial. Para ello el aluminosilicato es tratado con una solución de ácido mineral, HCl o H_2SO_4. Como resultado se dispondrá de un material económico, con alta disponibilidad de protones y eficientes para una gran variedad de reacciones y procesos (Komadel & Madejová, 2006).

La activación ácida por lo tanto permitirá mejorar las propiedades catalíticas de los aluminosilicatos pero también se utiliza como tratamiento previo en la producción de organoarcillas y nanocompuestos para otras aplicaciones (D'Amico et al., 2014).

Intercalación

Numerosos estudios han demostrado la gran capacidad de adsorción de organoarcillas y nanocompuestos. Estos materiales se obtienen sometiendo minerales arcillosos a un proceso de intercalación. Este tratamiento consiste en la inserción de un compuesto determinado en el espacio intercapa de los aluminosilicatos preservando su estructura laminar (Bhattacharyya & Gupta, 2008)

.

a) Organoarcillas y nanocompompuestos

Las reacciones de intercalación pueden ser de tres tipos: por un lado puede ocurrir la formación de complejos entre compuestos orgánicos neutros y los cationes presentes en el espacio interlaminar por medio de varias interacciones químicas como

pueden ser enlaces de hidrógeno, interacción ion-dipolo, reacciones ácido-base, y fuerzas de van der Waals, entre otras. Otro proceso que puede ocurrir es el intercambio de los cationes presentes en el espacio interlaminar por distintos tipos de cationes orgánicos lo que origina las comúnmente llamadas organoarcillas (de Paiva et al., 2008). Por último, los cationes interlaminares pueden ser remplazados por polímeros. Este último tratamiento conlleva a la elaboración de otro tipo de nanomateriales, denominados nanocompuestos (Bhattacharyya & Gupta, 2008).

b) Sililación

El proceso de sililación, también conocido como “silane grafting” es un proceso de intercalación donde se introducen grupos funcionales especiales en los compuestos orgánicos que se utilizaran para funcionalizar la arcilla. De esta manera se formarán enlaces covalentes entre los grupos funcionales con sitios de los aluminosilicatos lo que promueve su inmovilización y por lo tanto una mayor estabilidad del material. El proceso de sililación se da en ciertos sitios activos presentes en los minerales arcillosos ubicados en la superficie interna, externa y defectos en los bordes (D’Amico et al., 2014; He et al., 2013).

c) Pilarización

Esta técnica ha generado gran interés porque permite el aumento del espacio entre capas, una alta resistencia y estabilidad térmica, mayor porosidad, área superficial y espaciamiento basal, así como otras características fisicoquímicas. El tratamiento se basa en un mecanismo de intercambio catiónico en el que se introducen moléculas inorgánicas denominadas “pilares” en el espacio entre capas. Estas especies forman óxidos fuertemente unidos a las capas de los aluminosilicatos. Las especies utilizadas generalmente corresponden a hidroxilos policatiónicos de metales polinucleares, tales como Al, Fe, Zr, Cr y Ti. En los últimos años, se ha propuesto la incorporación de un segundo óxido metálico para formar óxidos mixtos lo que mejoraría aún más sus propiedades (Baloyi et al., 2018).

APLICACIONES DE ALUMINOSILICATOS MODIFICADOS EN LA EXTRACCIÓN DE ARSÉNICO DE AGUAS CONTAMINADAS

Como se mencionó anteriormente, se ha observado un aumento en el interés de la comunidad científica en la aplicación de aluminosilicatos modificados para el tratamiento de aguas contaminadas. En la Figura 1 se presentan la cantidad de publicaciones en los últimos diez años en esta temática.

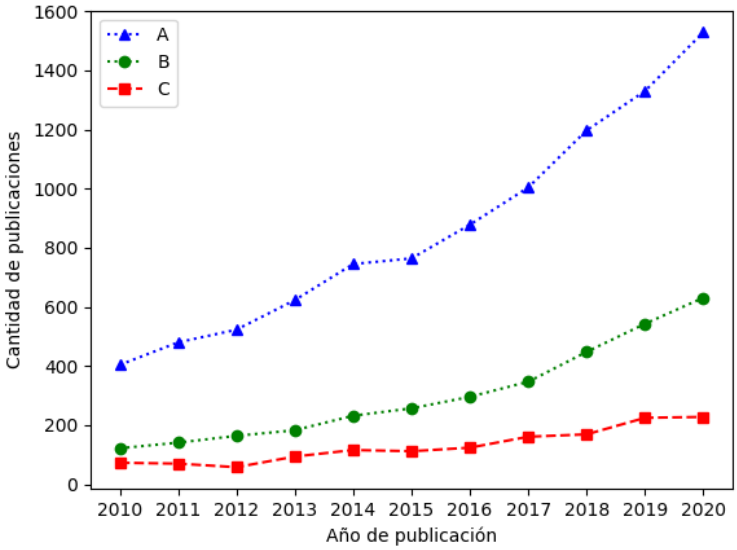


Figura 1: número de publicaciones por año. A: arcillas aplicadas al tratamiento de agua, B: arcillas aplicadas al tratamiento de aguas con metales pesados y C: arcillas aplicadas al tratamiento de aguas con arsénico. Fuente: Science Direct.

Se ha demostrado que las arcillas modificadas resultan útiles para la adsorción de metales. En particular constituyen excelentes adsorbentes de As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni y Zn en sus formas iónicas a partir de medio acuoso. La capacidad y eficiencia de adsorción para cada una de las especies metálicas dependerá de su naturaleza química como así también del tipo de aluminosilicato utilizado (Srinivasan, 2011).

Si bien se han descripto ampliamente las técnicas de funcionalización de minerales arcillosos, en comparación con otras especies metálicas, no son muchos los estudios sobre su aplicación en la adsorción de arsénico en soluciones acuosas. En la Tabla 2 se presentan casos donde se han utilizado aluminosilicatos funcionalizados para la sorción de arsénico y los valores máximos obtenidos. Es importante destacar que la capacidad de sorción de arcillas naturales varía entre 1.0 y 3.5 mg/g dependiendo de la estructura del mineral arcilloso, la concentración de As y el tiempo de contacto (Doušová et al., 2006).

Tabla 2: Capacidad de sorción de aluminosilicatos

Aluminosilicato	Tratamiento		Capacidad de sorción (mg/g)	Referencias
Montmorillonita	CTMAB	As^{3+}	13.89	Ren et al., 2014
		As^{5+}	8.85	
	Policationes de Fe	As^{3+}	16.13	
		As^{5+}	15.15	
Montmorillonita	Ti^{4+}	As^{3+}	13.0	Na et al., 2010
		As^{5+}	12.0	
Montmorillonita	Fe^{3+}	As^{3+}	13.0	Lenoble et al., 2002
		As^{5+}	4.0	
	Ti^{4+}	As^{3+}	13.0	
		As^{5+}	3.0	
Bentonita	Fe^{2+}	As^{3+}	4.3	Doušová et al., 2009
	Fe^{3+}		7.3	
	Al^{3+}		1.3	
	Mn^{2+}		3.0	
Zeolita	Fe^{2+}	As^{5+}	22.5	Doušová et al., 2006
Clinoptilita			18.0	
Metacaolinita			10.0	

El tipo de aluminosilicato más ampliamente utilizado en la remoción de arsénico es la montmorillonita. Se ha trabajado con montmorillonitas modificadas a partir de la intercalación de policationes de Fe y bromuro de cetiltrimetilamonio (CTMAB) para la formación de montmorillonitas inorgánicas y orgánicas respectivamente. En este caso se comprobó que la modificación de estos minerales arcillosos produce un incremento en la eficiencia de sorción de As^{3+} y As^{5+} con respecto a su forma natural. La sorción se da principalmente en la superficie del material sorbente formando enlaces entre el oxígeno y As y/o a través de otros complejos. Los experimentos de sorción demostraron que la capacidad de extracción de ambos materiales es dependiente del pH y correspondiente a una reacción de segundo orden (Ren et al., 2014).

Se han utilizado arcillas modificadas mediante la intercalación de polioxocationes hidratados de titanio. Se demostró que aquellas montmorillonitas sometidas a un proceso de pilarización con Ti poseen excelentes propiedades de regeneración, un rango de sorción satisfactorio y relativamente buena selectividad. A partir de sus resultados se comprobó que estos materiales son eficientes en la remoción de arsénico de soluciones acuosas. En cuanto a la temperatura, la sorción de arsenito decrece conforme ésta aumenta y para el arseniato decrece entre 25-35°C y luego aumenta en el rango 45-65°C. Se comprueba que la remoción de ambas especies por parte de estos materiales es pH dependiente. La sorción óptima de arsenito es a un pH de 8 mientras que para el arseniato es máxima en condiciones ácidas. En comparación con otros sorbentes las arcillas pilareadas con Ti resultan efectivas en la sorción de arsenito y arseniato. Si bien presentan limitaciones en cuanto al rango de pH, son consideradas opciones económicas y útiles en la remoción de arsénico de aguas contaminadas debido a su gran superficie específica y bajos costos. A su vez su capacidad de sorción puede incrementarse mediante un proceso de regeneración (Na et al., 2010).

Otro estudio utilizó montmorillonita pilareada mediante la intercalación de policationes para obtener materiales microporosos con un espacio interlaminar y volumen de poro mayor. Los cationes intercalados fueron Titanio(IV), Hierro(III) y Aluminio(III). Uno de los parámetros evaluados fue la capacidad de desorción. Este factor es importante porque permite determinar la capacidad de regeneración del material. En este estudio, la capacidad de desorción de montmorillonita modificada con Fe fue muy superior a la de Ti, verificando su aplicación como una excelente matriz para la remoción de arsénico en soluciones acuosas (Lenoble et al., 2002).

Además de montmorillonita se ha estudiado la funcionalización de otros minerales arcillosos como es el caso de matacaolinita y bentonita. En este estudio se afirma que un simple pretratamiento con sales de Fe, Al o Mn genera sorbentes selectivos con una alta eficiencia de sorción. Se comprobó que la totalidad de los métodos de pretratamiento de bentonita fueron exitosos y en el caso del metacaolinita los tratamientos con Fe^{2+} y Mn^{2+} fueron más eficientes que aquellos donde se utilizó Fe^{3+} y Al^{3+} donde la remoción de As removido fue inferior al 50% (Doušová et al., 2009).

También se ha demostrado que la caolinita modificada con HDTMA es efectiva como sorbente para la remoción de oxianiones como nitrato, cromato y arseniato, incrementando su rendimiento en al menos dos órdenes de magnitud (Li & Bowman, 2001). Otro estudio basado en caolinita consistió en la modificación de caolinita mediante la intercalación de sustancias húmicas. Se demostró que para un pH neutro las sustancias húmicas adsorbidas en la caolinita generaron un impacto significante en su capacidad de sorción de As (Saada et al., 2003).

Para evaluar el aumento de selectividad en aluminosilicatos modificados se han descripto muestras de aluminosilicatos tratadas con sales de Fe^{2+} lo que implicaría una mejora en su selectividad de sorción de oxianiones de As^{5+}. Se demostró que todos los tratamientos con Fe produjeron un aumento en la selectividad de sorción de As^{5+} en solución acuosa (Doušová et al., 2006).

La capacidad de sorción no solo depende del material sino de las condiciones en el que se aplica. Estudios sobre la aplicación de minerales arcillosos como sorbentes para la remoción de aniones de As^{3+} y As^{5+} en cuerpos de agua contaminados demostraron que la sorción de As^{5+} es máxima a bajos valores de pH y usualmente decrece cuando el pH aumenta por encima de 5. Por su parte, la sorción de As^{3+} exhibe un comportamiento parabólico con sorción máxima alrededor de 8,5. Se afirma entonces, que el pretratamiento de materiales arcillosos con sustancias inorgánicas, orgánicas o surfactantes mejora la remoción de As de soluciones acuosas en un amplio rango de pH. Entre las sustancias evaluadas, el tratamiento con hierro cerovalente muestra la más alta capacidad de adsorción de As^{3+} y As^{5+}, superando en

gran medida la capacidad de sorción del mineral arcilloso en su estado natural (Asere et al., 2019).

La adsorción de As^{3+} y As^{5+} en forma de aniones en soluciones acuosas no ha sido muy investigado por los científicos orientados al estudio de arcillas. Líneas de investigación donde se intercalaron iones de hexadecitrimetilamonio en caolinita demostraron que se trata de un adsorbente efectivo para la extracción de arseniato. Si bien se sabe que las arcillas naturales no constituyen sorbentes selectivos, cuando se compara su precio con otros sorbentes los aluminosilicatos se presentan junto con las zeolitas como los materiales más económicos. Por supuesto deben considerarse tratamientos previos de funcionalización como la activación ácida (Bhattacharyya & Gupta, 2008).

DESAFÍOS EN LA OBTENCIÓN Y APROVECHAMIENTO DE NUEVOS ALUMINOSILICATOS

Al diseñar métodos para el tratamiento de aguas es importante que los materiales utilizados sean altamente activos, estables, económicos, fáciles de recuperar, reutilizables y amigables con el medio ambiente (Baloyi et al., 2018). Los aluminosilicatos y sus formas modificadas al ser naturales y abundantes constituyen adsorbentes verdes, no tóxicos y de bajo costo capaces de eliminar contaminantes de distintos tipos en solución acuosa permitiendo el acceso de agua limpia y pura (Srinivasan, 2011).

Los minerales arcillosos más utilizados en la preparación de nanocompuestos para la adsorción de metales corresponden a la halloysita, bentonita, montmorillonita, vermiculita y atapulgita, entre otras. En cuanto a la modificación química de arcillas, aunque se han probado algunos métodos, existen oportunidades de aplicación de nuevos minerales arcillosos y sus formas modificadas (Gu et al., 2019). Una línea de investigación interesante consiste en el aprovechamiento de aluminosilicatos obtenidos como subproductos de procesos industriales lo que permite obtener un valor adicional de los mismos.

La síntesis de nuevos materiales arcillosos con aplicaciones ambientales es una de las tendencias de investigación en el campo de la nanotecnología por lo que la modificación y el diseño de nanoarcillas proporcionarán nuevas y mejores aplicaciones en la remediación de aguas contaminadas (Uddin, 2017).

CONCLUSIONES

A partir de la información presentada en este trabajo es claro el potencial de los aluminosilicatos en aplicaciones ambientales para la remediación de aguas contaminadas con arsénico. La comparación de distintos estudios muestra que en muchos casos la sorción de arsénico por parte de aluminosilicatos modificados es mayor con respecto a sus formas naturales, lo que propone un punto de partida para profundizar su estudio y desarrollo. El presente trabajo se encuentra contenido en un proyecto de investigación cuyo objetivo es evaluar el estado de arte en esta temática y las estrategias de abordaje en base a resultados obtenidos.

Como desafíos futuros se plantea la necesidad de producir estos materiales a gran escala lo que necesitará de recursos financieros y tecnológicos, como así también la participación y vinculación de la comunidad científica, industrial, el sector público y privado.

Por último, es claro el avance en el desarrollo de tecnologías vinculadas a la remoción de arsénico en agua. Sin embargo, es fundamental la optimización de las mismas para que sus aplicaciones sean pertinentes y sostenibles tanto en la dimensión económica, ambiental, tecnológica y social. En este punto, es importante considerar que un método adecuado para una situación en particular puede no serlo en otro contexto, por lo que los resultados obtenidos no serán los deseados.

REFERENCIAS

Abo-El-Enein, S. A., Shebl, A., & Abo El-Dahab, S. A. (2017). Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Applied Clay Science*, *146*(May), 343–349. https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.06.027

Asere, T. G., Stevens, C. V., & Du Laing, G. (2019). Use of (modified) natural adsorbents for arsenic remediation: A review. *Science of the Total Environment*, *676*, 706–720. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.237

Baloyi, J., Ntho, T., & Moma, J. (2018). Synthesis and application of pillared clay heterogeneous catalysts for wastewater treatment: A review. *RSC Advances*, *8*(10), 5197–5211. https://doi.org/10.1039/c7ra12924f

Bergaya, F., & Lagaly, G. (2013a). General introduction: Clays, clay minerals, and clay science. In *Developments in Clay Science* (2nd ed., Vol. 5). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098258-8.00001-8

Bergaya, F., & Lagaly, G. (2013b). Introduction to Clay Science. In *Handbook of Clay Science* (2nd ed., Vol. 5). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/b978-0-08-098259-5.00001-9

Bhattacharyya, K. G., & Gupta, S. Sen. (2008). Adsorption of a few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, *140*(2), 114–131. https://doi.org/10.1016/j.cis.2007.12.008

Celis, R., Carmen Hermosín, M., & Cornejo, J. (2000). Heavy metal adsorption by functionalized clays. *Environmental Science and Technology*, *34*(21), 4593–4599. https://doi.org/10.1021/es000013c

Chen, C., Liu, H., Chen, T., Chen, D., & Frost, R. L. (2015). An insight into the removal of Pb(II), Cu(II), Co(II), Cd(II), Zn(II), Ag(I), Hg(I), Cr(VI) by Na(I)-montmorillonite and Ca(II)-montmorillonite. *Applied Clay Science*, *118*, 239–247. https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.09.004

Cruz-Guzmán, M., Celis, R., Hermosín, M. C., Koskinen, W. C., Nater, E. A., & Cornejo, J. (2006). Heavy Metal Adsorption by Montmorillonites Modified with Natural Organic Cations. *Soil Science Society of America Journal*, *70*(1), 215–221. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0131

D'Amico, D. A., Ollier, R. P., Alvarez, V. A., Schroeder, W. F., & Cyras, V. P. (2014). Modification of bentonite by combination of reactions of acid-activation, silylation and ionic exchange. *Applied Clay Science*, *99*, 254–260. https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.07.002

de Paiva, L. B., Morales, A. R., & Valenzuela Díaz, F. R. (2008). Organoclays: Properties, preparation and applications. *Applied Clay Science*, *42*(1–2), 8–24. https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.02.006

Doušová, B., Fuitová, L., Grygar, T., Machovič, V., Koloušek, D., Herzogová, L., & Lhotka, M. (2009). Modified aluminosilicates as low-cost sorbents of As(III) from anoxic groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, *165*(1–3), 134–140. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.088

Doušová, B., Grygar, T., Martaus, A., Fuitová, L., Koloušek, D., & Machovič, V. (2006). Sorption of AsV on aluminosilicates treated with FeII nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science*, *302*(2), 424–431. https://doi.org/10.1016/j.jcis.2006.06.054

Gu, S., Kang, X., Wang, L., Lichtfouse, E., & Wang, C. (2019). Clay mineral adsorbents for heavy metal removal from wastewater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *17*(2), 629–654. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0813-9

He, H., Tao, Q., Zhu, J., Yuan, P., Shen, W., & Yang, S. (2013). Silylation of clay mineral surfaces. *Applied Clay Science*, *71*, 15–20. https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.09.028

Iconaru, S. L., Guégan, R., Popa, C. L., Motelica-Heino, M., Ciobanu, C. S., & Predoi, D. (2016). Magnetite (Fe3O4) nanoparticles as adsorbents for As and Cu removal. *Applied Clay Science*, *134*, 128–135. https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.08.019

Jain, C. K., & Singh, R. D. (2012). Technological options for the removal of arsenic with special reference to South East Asia. *Journal of Environmental Management*, *107*, 1–18. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.016

Komadel, P., & Madejová, J. (2006). Chapter 7.1 Acid Activation of Clay Minerals. *Developments in Clay Science*, *1*(C), 263–287. https://doi.org/10.1016/S1572-4352(05)01008-1

Lee, S. M., & Tiwari, D. (2012). Organo and inorgano-organo-modified clays in the remediation of aqueous solutions: An overview. *Applied Clay Science*, *59–60*, 84–102. https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.02.006

Lenoble, V., Bouras, O., Deluchat, V., Serpaud, B., & Bollinger, J. C. (2002). Arsenic adsorption onto pillared clays and iron oxides. *Journal of Colloid and Interface Science*, *255*(1), 52–58. https://doi.org/10.1006/jcis.2002.8646

Li, Z., & Bowman, R. S. (2001). Retention of inorganic oxyanions by organo-kaolinite. *Water Research*, *35*(16), 3771–3776. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00120-8

Ma, L., Chen, Q., Zhu, J., Xi, Y., He, H., Zhu, R., Tao, Q., & Ayoko, G. A. (2016). Adsorption of phenol and Cu(II) onto cationic and zwitterionic surfactant modified montmorillonite in single and binary systems. *Chemical Engineering Journal*, *283*, 880–888. https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.009

Manning, B. A., & Goldberg, S. (1996). Modeling arsenate competitive adsorption on kaolinite, montmorillonite and illite. 44(5).

Mnasri-Ghnimi, S., & Frini-Srasra, N. (2019). Removal of heavy metals from aqueous solutions by adsorption using single and mixed pillared clays. *Applied Clay Science*, *179*(December 2018), 105151. https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105151

Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, *142*(1–2), 1–53. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.006

Na, P., Jia, X., Yuan, B., Li, Y., Na, J., Chen, Y., & Wang, L. (2010). Arsenic adsorption on Ti-pillared montmorillonite. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, *85*(5), 708–714. https://doi.org/10.1002/jctb.2360

Phothitontimongkol, T., Siebers, N., Sukpirom, N., & Unob, F. (2009). Preparation and characterization of novel organo-clay minerals for Hg(II) ions adsorption from aqueous solution. *Applied Clay Science*, *43*(3–4), 343–349. https://doi.org/10.1016/j.clay.2008.09.016

Ren, X., Zhang, Z., Luo, H., Hu, B., Dang, Z., Yang, C., & Li, L. (2014). Adsorption of arsenic on modified montmorillonite. *Applied Clay Science*, *97–98*, 17–23. https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.05.028

Saada, A., Breeze, D., Crouzet, C., Cornu, S., & Baranger, P. (2003). Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and on kaolinite-humic acid complexes role of humic acid nitrogen groups. *Chemosphere*, *51*(8), 757–763. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00219-4

Srinivasan, R. (2011). Advances in application of natural clay and its composites in removal of biological, organic, and inorganic contaminants from drinking water. *Advances in Materials Science and Engineering*, *2011*. https://doi.org/10.1155/2011/872531

Uddin, M. K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*, *308*, 438–462. https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029

Veli, S., & Alyüz, B. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*, *149*(1), 226–233. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.109

Wu, K., Zhang, J., Chang, B., Liu, T., Zhang, F., Jin, P., Wang, W., & Wang, X. (2017). Removal of arsenic(III,V) by a granular Mn-oxide-doped Al oxide adsorbent: surface characterization and performance. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(22), 18505–18519. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9465-8

PRODUCTOS FARMACÉUTICOS COMO IMPORTANTES CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL AGUA, LA ADSORCIÓN BASADA EN PET RECICLADO COMO ALTERNATIVA DE REMOCIÓN

Paredes, D.[1]; Vega, M.[2]; Martinis, E.[3].

[1]Instituto de Investigaciones Mineras – FI – Universidad Nacional de San Juan
[2]Instituto de Ciencias Básicas – FFHA – Universidad Nacional de San Juan
[3]Laboratorio de Análisis Instrumental, DETI, FI, Universidad Nacional de Cuyo – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Tecnológica Nacional
deideidamia@gmail.com

RESUMEN

Las aguas naturales contienen en su seno una amplia variedad de sustancias o especies químicas, a causa principalmente de su gran capacidad disolvente y reactiva, y de su potencial erosivo. Así, en la composición de las aguas naturales influyen una serie de variables, como el tipo de agua de que se trate (superficial, subterránea, etc.), el tipo de terreno en el que se encuentre o atraviese, la época del año y la actividad humana que pueda modificarla. El estudio de contaminantes emergentes, entre ellos los compuestos farmacéuticos, se ha incrementado considerablemente en los últimos años debido a la presencia, persistencia y acumulación en suelo, aire, alimentos y especialmente en el agua; y sus posibles consecuencias que en gran medida han pasado inadvertidas, causando problemas ambientales y de riesgo para la salud. El amplio uso de productos farmacéuticos hospitalarios, veterinarios y domésticos aumenta sus descargas y los productos de degradación y/o transformación en el ambiente y su toxicidad se manifiesta en los componentes vivos de los ecosistemas. Esta revisión compila algunas de las principales investigaciones de los últimos años acerca de la presencia de los principales contaminantes emergentes, particularmente productos farmacéuticos, en los cuerpos de agua. Destacándose, además, entre los tratamientos físico-químicos, el proceso de adsorción como alternativa eficiente de remoción de contaminantes orgánicos, debido a su bajo costo y simplicidad de diseño. Básicamente la adsorción es la acumulación del contaminante en la superficie de adsorbente con la ventaja que en el proceso no se forman productos peligrosos. La presencia de alto contenido de carbono acompañado de la ausencia de materia mineral e impurezas hacen que los residuos de PET sean un precursor altamente potencial para la producción de adsorbentes alternativos.

PALABRAS CLAVE Contaminantes emergentes; Productos farmacéuticos; Adsorbente; PET

ABSTRACT

Natural waters contain a wide variety of chemical substances or species, mainly due to their great solvent and reactive capacity, and their erosive potential. Thus, the composition of natural waters is influenced by a series of variables, such as the type of water in question (surface, underground, etc.), the type of terrain in which it is located or crosses, the time of year and human activity that can modify it. The study of emerging pollutants, including pharmaceutical compounds, has increased considerably in recent years due to the presence, persistence and accumulation in soil, air, food and especially in water; and its potential consequences have gone largely unnoticed, causing health risk and environmental problems. The wide use of hospital, veterinary and domestic pharmaceutical products increases their discharges and the degradation and/or transformation products in the environment and their toxicity is manifested in the living components of the ecosystems. This review compiles some of the main research in recent years on the presence of the main emerging pollutants, particularly pharmaceuticals, in water bodies. Also standing out among the physical-chemical treatments, the adsorption process as an efficient alternative for removing organic pollutants, due to its low cost and simplicity of design. Basically adsorption is the accumulation of the pollutant on the adsorbent surface, with the advantage that no

dangerous products are formed in the process. The presence of high carbon content accompanied by the absence of mineral matter and impurities make PET waste a highly potential precursor for the production of alternative adsorbents.
KEYWORDSEmerging contaminants; Pharmaceutical products; Adsorbent; PET

INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los compuestos químicos más importantes para los seres humanos y la vida en general. Desde un punto de vista cuantitativo, el agua cubre aproximadamente el 72% de la superficie terrestre, un 97% de ese total es agua salada, en principio no útil para la mayor parte de las actividades humanas. Solamente algo menos del 0,7% es agua dulce, que resulta imprescindible y de gran importancia. Por todo ello, es considerado un recurso natural limitado (Alfayate, González, Orozco, Pérez y Rodriguez, 2004)

La producción de productos químicos incrementa cada día y con ello el número de compuestos considerados potencialmente peligrosos para el medio ambiente y la salud humana (Patiño, Díaz y Ordóñez, 2014). Por lo tanto, la presencia de éstos en los recursos hídricos es motivo de preocupación para la salud y seguridad en el ambiente (García, Gortáres y Drogi, 2011).

El avance de las técnicas analíticas de detección, han permitido determinar a lo largo de las últimas décadas la presencia de compuestos de origen antropogénico a niveles traza en aguas residuales (Sanz, 2019). Estos compuestos, se conocen como “contaminantes emergentes” y se incluyen dentro de este grupo a los productos farmacéuticos, del cuidado personal, surfactantes, aditivos industriales, plastificantes, plaguicidas y una variedad considerable de compuestos químicos que alteran las funciones endocrinas que generan una gran preocupación dentro del mundo científico (García, Gortáres y Drogi, 2011).

Los productos farmacéuticos, particularmente, son un amplio grupo de compuestos químicos, utilizados en grandes cantidades y variedad, sin embargo, el estudio del comportamiento de estas sustancias al ingresar a las aguas superficiales, su impacto en el ambiente y posible incidencia en la salud, ha recibido atención sólo en los últimos años. Los fármacos luego de su administración son absorbidos y metabolizados por el organismo y finalmente excretados alcanzando a los sistemas acuáticos, aunque en pequeñas cantidades, de forma continua (Elorriaga, Marino, Carriquiriborde y Ronco, 2012).

OBJETIVO

El presente trabajo tiene como objetivo aportar una visión general sobre uno de los principales contaminantes emergentes de interés en la actualidad como lo son los productos farmacéuticos. Se describen los principales fármacos presentes en agua, algunos aspectos importantes a considerar y un posible tratamiento de remoción de los mismos.

CONTAMINANTES EMERGENTES

El término de contaminantes emergentes (CEs) se utiliza para referirse a compuestos de distinto origen y naturaleza química, derivados tanto del uso personal como de diversas industrias, cuya presencia en el medio ambiente no se considera significativa, en términos de distribución y/o concentración, ya que la misma es en nanogramos o microgramos por litro; no obstante, están siendo ampliamente detectados, teniendo un gran un impacto ecológico (Gil, Soto, Usma y Gutiérrez, 2012).

Los CEs comprenden una amplia gama de compuestos químicos, productos farmacéuticos, de cuidado personal, agentes tensoactivos, plastificantes y aditivos industriales, entre otros.

Una de las clasificaciones que puede realizarse es la siguiente: retardantes de llama bromados (empleados como aditivos en una amplia variedad de polímeros), parafinas

cloradas (formulaciones industriales), pesticidas polares, compuestos perfluorados, fármacos y productos de higiene personal, surfactantes, compuestos “estilo de vida” (nicotina y cafeína), y drogas de abuso (Patiño, Díaz y Ordóñez, 2014; Gil, Soto, Usma y Gutiérrez, 2012).

Estos contaminantes corresponden, en la mayoría de los casos, a sustancias no reguladas, que pueden ser candidatas a regulación futura dependiendo de las investigaciones sobre sus efectos potenciales en la salud y los datos de monitorización con respecto a su incidencia en el ambiente.

Es importante destacar las principales características de CEs. En primer lugar, se sabe relativamente poco acerca de su presencia e impacto en los distintos compartimentos ambientales y en el hombre y que, por tanto, precisan investigación. Además, su estudio se encuentra en las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medioambiental. Asimismo, su presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva, pero si la preocupación por las posibles consecuencias de la misma. En segundo lugar, debido a su elevada producción y consumo, y a la continua introducción de los mismos en el medio ambiente, no necesitan ser persistentes para ocasionar efectos negativos.

Algunos de los efectos que pueden causar en los organismos son: toxicidad crónica, bioacumulación y disrupción endocrina, además se ha registrado que existe una relación entre la exposición y variaciones en el metabolismo, problemas de crecimiento, fertilidad y feminización en varios tipos de organismos (Patiño, Díaz y Ordóñez, 2014).

El problema principal de estos contaminantes es que los tratamientos convencionales no consiguen eliminarlos, ya que están preparados para remover materia orgánica y nutrientes en mayor concentración (g L^{-1}) lo que conlleva a que los CEs estén presentes en aguas superficiales, subterráneas y de consumo humano.

Por ello se puede destacar que el medio ambiente acuático se ha visto afectado en gran medida por CEs, donde predominan los productos farmacéuticos y de cuidado personal y éstos, no solo afectan los procesos biológicos utilizados para el tratamiento de aguas residuales, sino que también sobrepasan los límites de la potabilización (Tejada, Quiñonez y Peña, 2014).

PRODUCTOS FARMACÉUTICOS EN AGUA

Los productos farmacéuticos (PF) son compuestos químicos utilizados para diagnosticar, tratar, cambiar y prevenir enfermedades. La definición se extiende a los compuestos veterinarios y también se puede aplicar a las drogas ilícitas. Los PF difieren de otros contaminantes químicos debido a las siguientes características (Quesada, *et al*., 2019):

- Pueden estar formados por innumerables moléculas complejas que varían en peso molecular.
- Tienen la capacidad de atravesar las membranas celulares y, en consecuencia, son relativamente persistentes, una vez que no se inactivan antes de alcanzar el efecto terapéutico esperado.
- Son moléculas polares con más de un grupo ionizable y su grado de ionización, entre otras características, depende del pH del medio.
- Son lipófilos y algunos moderadamente solubles en agua.
- Medicamentos como la eritromicina, el naproxeno y el sulfametoxazol, pueden persistir en el medio ambiente por más de un año; otros, como el ácido clofíbrico, puede persistir durante varios años, y volverse biológicamente activos debido a la acumulación.
- Después de la administración, las moléculas son absorbidas en el cuerpo humano, distribuidas y sometidas a reacciones metabólicas que pueden modificar su estructura química.

Los fármacos pueden llegar al agua residual en su forma original y/o en su forma metabolizada. Existen estudios que han analizado las rutas de excreción de 212 fármacos

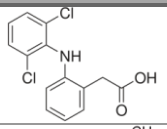
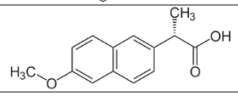
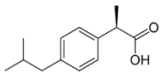
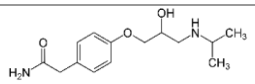
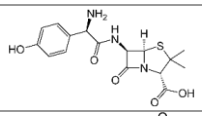
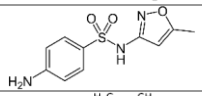
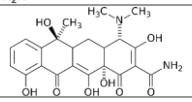
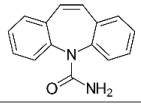
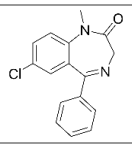
llegando a la conclusión de que un 64% de cada fármaco se excreta vía orina y un 35% vía heces. A su vez, dentro de la orina, un 42% se excreta en su forma metabolizada (Tejada, Quiñonez y Peña, 2014).

Es importante destacar que en la actualidad algunos grupos de fármacos se consideran los más peligrosos; uno de ellos son los antibióticos, debido a la posibilidad de que se desarrollen cepas bacterianas resistentes que hagan que estos compuestos resulten ineficaces para el fin para el que fueron diseñados; otros son los citostáticos, porque debido a su gran potencia farmacológica, exhiben con frecuencia propiedades carcinogénicas, mutagénicas o embriogénicas; los estrógenos, utilizados como anticonceptivos y para el tratamiento de desórdenes hormonales y por último, los medios de contraste en rayos X, ya que son muy persistentes, no resultan eliminados en las plantas de tratamiento, y alcanzan fácilmente las aguas subterráneas por percolación a través de suelos.

Principales fármacos presentes en agua

La presencia de PF en masas de agua es un problema mundial y su concentración varía según la ubicación y el consumo de la población. A continuación, se describen los fármacos (analgésicos, antihipertensivos, antibióticos, entre otros) ampliamente prescriptos (Tabla 1).

Tabla 1. Características de productos farmacéuticos ampliamente descriptos

Nombre	Estructura	Acción terapéutica	Nombre comercial
Diclofenac sodico		Analgésico - Antiinflamatorio	Voltaren
Naproxeno		Analgésico - Antiinflamatorio	Naprux
Ibuprofeno		Analgésico - Antiinflamatorio	Ibupirac
Atenolol		β- Bloqueador	Plenacor
Amoxicilina		Antibiótico	Amoxidal
Sulfametoxasol		Antibiótico	Bacticel
Tetraciclinas		Antibiótico	Ciclotetryl
Carbomazepina		Antiepileptico	Tegretol
Diazepan		Antidepresivo	Valium

La figura 1 muestra los valores promedios de concentraciones obtenidas en muestras de vertidos cloacales (crudos o con tratamiento primario) en descargas sobre el

estuario del Rio de la Plata y lagunas pampaneas (Elorriaga, Marino, Carriquiriborde y Ronco, 2012).

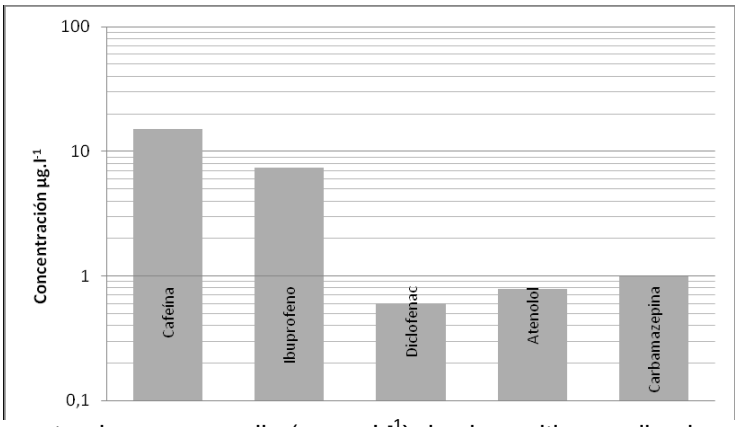


Figura 1. Concentraciones promedio (en µg L^{-1}) de cinco sitios analizados en Argentina.

Aspectos importantes de los productos farmacéuticos en agua

●Fuentes de fármacos en agua

Varias son las fuentes de contaminación del agua por fármacos, las aguas residuales y superficiales contaminadas, son las primeras a destacar ya que los productos farmacéuticos ingresan al sistema de alcantarillado después de ser excretados del cuerpo como se describió anteriormente y solo se ha identificado una eliminación limitada durante el tratamiento primario en las plantas de tratamiento de aguas residuales y una vez que se descargan los efluentes las aguas superficiales receptoras se contaminan. Los rellenos sanitarios y sistemas sépticos presentan ventajas tanto en simplicidad operativa como en bajo costo, sin embargo, no se puede ignorar su posible contaminación del medio ambiente circundante (Sui, *et al*., 2015). Pueden nombrarse muchas más fuentes, como la escorrentía agrícola, por ejemplo, la cual presenta medicamentos veterinarios y puede ingresar a los sistemas de agua superficiales y filtrarse también al agua subterránea (Ebele, Abdalla y Harrad, 2017) (Figura 2).

●Transporte de productos farmacéuticos

Una vez liberados en el medio ambiente, existe la posibilidad de un transporte a larga distancia de algunos PF según las propiedades fisicoquímicas del compuesto y las características del medio receptor, además el transporte de PF entre diferentes medios ambientales depende del comportamiento de sorción del compuesto en las plantas de tratamiento, el suelo y el sistema agua-sedimento (Ebele, Abdalla y Harrad, 2017).

●Persistencia de los fármacos en el medio acuoso

Factores como la demanda, la frecuencia de administración, la automedicación, el consumo ilícito de drogas y los procesos fisiológicos determinan la carga y la persistencia de principios activos en aguas (Cartagena, 2011). Las propiedades físico-químicas de muchos productos farmacéuticos hacen que no se eliminen fácilmente mediante los procesos convencionales, lo cual representa un riesgo (Ebele, Abdalla y Harrad, 2017). La persistencia podría inferirse de la presencia continua de una sustancia química en el medio ambiente distante de la fuente de emisión a través del monitoreo a largo plazo o el biomonitoreo. Sin embargo, es posible que esto no se esté aplicando a los productos farmacéuticos en el medio ambiente. Con frecuencia se detectaron productos farmacéuticos con altas concentraciones de residuos en el medio acuático, probablemente debido a su emisión continua desde las plantas de tratamiento de aguas residuales, que es significativamente más rápida que sus tasas de eliminación ambiental (Bu, Shi, Yu, Huang y Wang, 2016).

●Metabolismo y propiedades fisicoquímicas de los fármacos

La transformación de los xenobióticos (fármacos y otros) en subproductos de eliminación a través de los sistemas enzimáticos, se da por su exposición a reacciones de oxidorredución e hidrólisis, y posteriormente son conjugados para aumentar la solubilidad y facilitar su excreción. Estos subproductos de eliminación son de difícil identificación analítica, debido a la escasez de patrones primarios o de técnicas de detección, lo que hace necesario disponer de protocolos que permitan identificarlos y determinar su ecofarmacotoxicidad (Rahman, Khan, Gupta y Uddin, 2007).

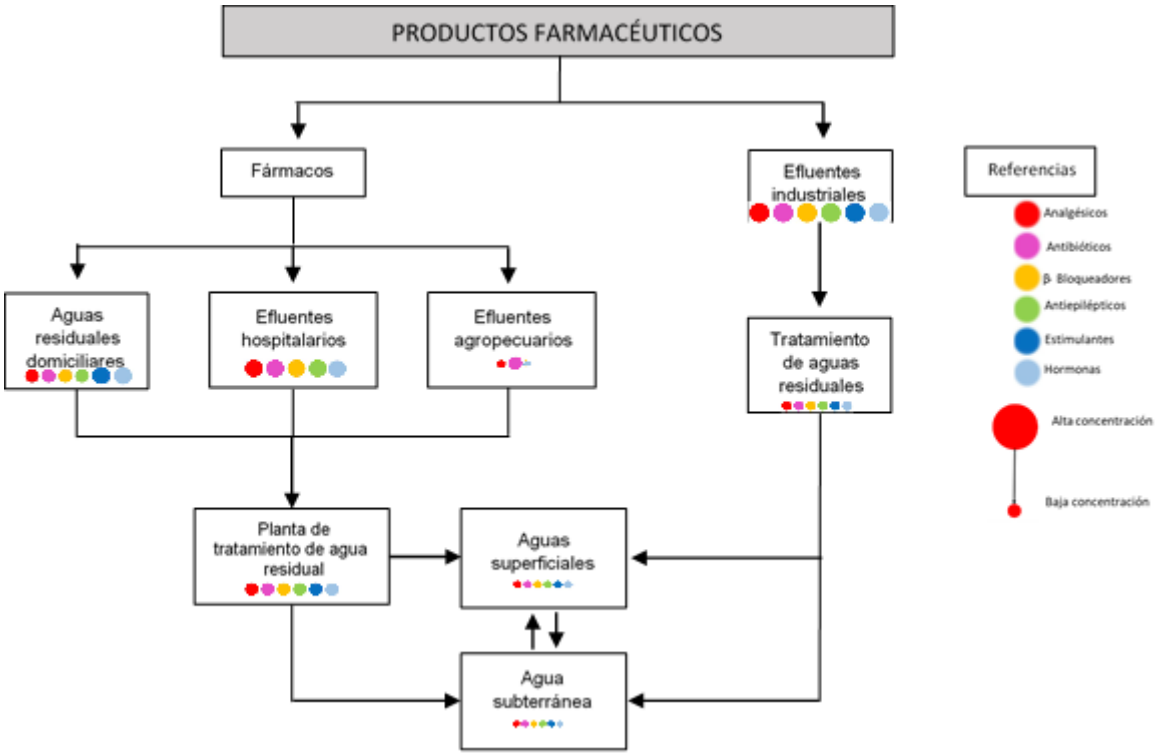


Figura 2. Productos farmacéuticos en cuerpos de agua. (adaptado de Majumder, Gupta y Gupta, 2019)

La complejidad y heterogeneidad molecular de los fármacos permite que sus propiedades dependan del ambiente. Parámetros fisicoquímicos como el coeficiente de distribución octanol/agua (Dow), constante de Henry y la constante de disociación permiten describir su equilibrio químico y dinámico, y proporcionan información sobre el procedimiento analítico ideal para su identificación. La bilis de algunos peces, por su naturaleza lipofílica, constituye una buena matriz para el análisis y biomagnificación de fármacos en ecosistemas acuáticos; asimismo, evidencia que las propiedades fisicoquímicas de los fármacos condicionan su distribución, su bioacumulación y su biomagnificación (Cartagena, 2011).

TRATAMIENTOS PARA REMOCIÓN DE PRODUCTOS FARMACÉUTICOS

Los tratamientos de aguas residuales empleando métodos convencionales no son del todo satisfactorios, al punto que se ha detectado que muchos compuestos persisten sin alteración alguna aún después de aplicar tratamientos terciarios (Teijon, Candela, Tamoh, Molina-Díaz y Fernández-Alba, 2010).

Por tal razón, es importante identificar y evaluar la eficiencia de otras tecnologías para el tratamiento de aguas, con el fin de proponer alternativas que permitan minimizar la presencia de contaminantes emergentes a un bajo costo económico, energético y ambiental (Gil, Soto, Usma y Gutiérrez, 2012).

Muchos estudios han propuesto tratamientos para eliminar eficazmente estos productos de los cuerpos de agua, se pueden mencionar nanofiltración y ósmosis inversa (García, *et al*., 2017), fotocatálsis (Dalrymple, Yeh y Trotz, 2007), ozonización (Wang y Bai, 2017) y adsorción (Álvarez, Peres, Gil, Ovejero y García, 2017). Por tanto, los métodos de tratamientos para la eliminación de contaminantes emergentes se pueden clasificar en tres categorías: físico-químicos, biológicos y avanzados (Bolong, Ismail, Salim y Matsuura, 2009).

Dentro de los tratamientos físico-químicos se encuentra el empleo de adsorbentes, el cual se considera el mejor método de tratamiento de aguas residuales debido a su naturaleza universal, bajo costo, facilidad de operación y además, se caracteriza por no generar subproductos no deseables en el agua potable pero se pueden esperar altas tasas de uso de adsorbentes si se emplea carbón activado para adsorber contaminantes orgánicos polares, por ejemplo (Ali, Asim y Khan, 2012; Rossner, Snyder y Knappe, 2009).

Los posibles materiales a utilizar como adsorbentes son diversos, entre ellos: carbón activado de origen mineral, animal o vegetal, resina de intercambio iónico, nanotubos de carbono, quitosano, cenizas volantes y resinas orgánicas. En la tabla 3, se presentan ejemplos de tratamiento de contaminantes emergentes mediante adsorción empleando diversos adsorbentes (Patiño, Díaz y Ordóñez, 2014).

Tabla 3. Eliminación de contaminantes emergentes

Compuesto/s	**Adsorbente/s**	**Eficacia (%)**
Imidazoles	Carbón activo	90
Sulfonamidas	Carbón activo	90
Amoxicilina	Carbón activo Bentonita	95 88
Triclosán	Carbón activo (GAC) Caolinita	60 32.3
Triton X-series	Nanotubos de carbono	80-95
Ofloxacino	Nanotubos de carbono	>80

Además de la eficiencia, es importante analizar el desarrollo de adsorbentes y el costo de aplicación, así como la capacidad de regeneración. Desde esta perspectiva económica, se creó el término “adsorbentes de bajo costo”, definido como un material que requiere poco procesamiento, es abundante en la naturaleza o puede ser un material de desecho o subproducto de una actividad industrial (Quesada *et al.*, 2019).

El uso de productos de desecho para desarrollar adsorbentes de bajo costo contribuye a la minimización, recuperación y reutilización de desechos. El carbón activado incluye una amplia gama de materiales carbonosos, que exhibe un alto grado de porosidad y un área de superficie interparticulada extendida. Se utiliza una gran variedad de materias primas que contienen carbón para preparar carbón activado de diferentes grados.

Los plásticos son una de las principales fuentes de residuos sólidos a nivel mundial. Son utilizados en diversos ámbitos de nuestra vida diaria, como embalajes, contenedores, construcción y aplicaciones electrónicas entre otras. Dichos residuos son materiales sintéticos derivados del petróleo o gas natural. Debido a su alta temperatura de descomposición y resistencia a la radiación ultravioleta la gran mayoría de ellos no son biodegradables, convirtiéndose en uno de mayores riesgos medioambientales de nuestros días (Gürü, Çubuk, Arslan, Farzanian y Bilici, 2014; Mallakpour y Behranvand, 2017). El Tereftalato de polietileno (PET), un polímero termoplástico semicristalino, es uno de los materiales impermeables más importantes y utilizados debido a sus diversas características, tales como, elevadas propiedades mecánicas, alta resistencia química, durabilidad, fácil formación y bajo costo de producción (Atta, *et al.*, 2013).

La presencia de alto contenido de carbono acompañado de la ausencia de materia mineral e impurezas hacen que los residuos de PET sean un precursor altamente potencial para la producción de materiales de carbono (Kaur, Gupta y Bhunia, 2019; Deng, You,

Sahajwalla y Joshi, 2016). En la actualidad existen varios estudios sobre adsorbentes carbonosos que utilizan residuos de PET como precursor para la eliminación de diversos contaminantes de cuerpos de agua (El Essawy, 2017; de Castro, Viau, Andrade, Mendonça y Gonçalves, 2018), sin embargo, existen muy pocos trabajos referidos a la utilización de PET como precursor de sorbentes destinados a la retención y eliminación de los llamados CEs.

Los procesos químicos para el reciclado de PET incluyen la ruptura del polímero mediante la utilización de diversos reactivos: aminas (aminólisis), agua (hidrólisis), alcohol (alcohólisis) y glicoles (glicólisis) (Shamsi y Sadeghi, 2016) (Figura 3). Entre los procesos mencionados, la glicólisis es uno de los principales debido a que permite obtener productos de valor agregado. La misma consiste en un proceso de despolimerización por intercambio de ésteres entre grupos éster del PET y un diol obteniéndose oligómeros de bajo peso molecular (Abdelaal, Sobahi y Makki, 2011; Naguiby Zhang, 2018). El uso de dioles en la glicólisis puede involucrar alguno de los siguientes tipos: etilenglicol (Liu, Li y Fang, 2015), dietilenglicol (Öztürk y Güçlü, 2005), polietilenglicol (Stojiljkovic y B-Simendic, 2012) y glycerol entre otros (Pardal yTersac, 2006).

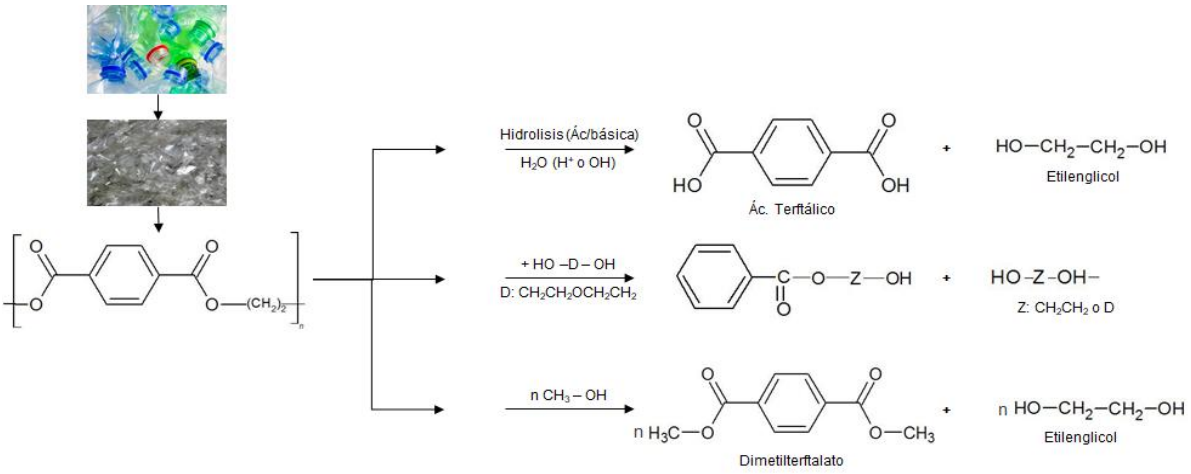


Figura 3. Procesos de despolimerización de residuos PET como precursores de material de carbono.

Se cree que la aplicación de residuos plásticos se centra en su eliminación con un enfoque de bajo costo en lugar de su reutilización beneficiosa con valor agregado (Saleem, Riaz y Gordon, 2018).

CONCLUSIÓN

Los productos farmacéuticos que llegan a los cuerpos de agua en su forma original y/o metabolizada, son moléculas complejas que persisten en el medio ambiente y algunos de ellos resisten a los tratamientos convencionales de aguas residuales y potable. Si bien, se trata de bajas concentraciones, trabajos publicados reportan que la persistencia y acumulación los mismos influyen en los organismos acuáticos y la salud humana.

Los tratamientos convencionales resultan insuficientes para la eliminación de los contaminantes emergentes y considerando el impacto ambiental se hace evidente la importancia de un tratamiento complementario que remueva de manera eficiente estos compuestos.

La adsorción, es una alternativa de bajo costo y alta eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos y en consecuencia una técnica de complementación aplicable al tratamiento de los contaminantes emergentes y, en particular, los fármacos.

La posibilidad de precursores de adsorbentes es muy amplia, varios productos de desechos se han convertido en adsorbentes para utilizarse en el tratamiento del agua. Los residuos de PET son precursores altamente potenciales debido a su alto contenido de

carbono acompañado de la ausencia de materia mineral e impurezas, presentando un doble beneficio, la remoción de los contaminantes emergentes y la reutilización de residuos.

BIBLIOGRAFÍA

Abdelaal, M. Y., Sobahi, T. R., & Makki, M. S. I. (2011). Chemical transformation of pet waste through glycolysis. Construction and Building Materials, 25(8), 3267-3271.

Alfayate Blanco, J., González Delgado, M., Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A. y Rodriguez Vidal, F. (2004). Contaminación ambiental. Una visión desde la química: una visión desde la química. Editorial Paraninfo, España.

Álvarez-Torrellas, S., Peres, J. A., Gil-Álvarez, V., Ovejero, G., & García, J. (2017). Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. Chemical Engineering Journal, 320, 319-329.

Atta, A. M., Brostow, W., Datashvili, T., El-Ghazawy, R. A., Lobland, H. E. H., Hasan, A. R. M., & Perez, J. M. (2013). Porous polyurethane foams based on recycled poly (ethylene terephthalate) for oil sorption. Polymer International, 62(1), 116-126.

Bolong, N., Ismail, A. F., Salim, M. R., & Matsuura, T. (2009). A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. Desalination, 239(1-3), 229-246.

Bu, Q., Shi, X., Yu, G., Huang, J., & Wang, B. (2016). Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic environment: Challenges and needs. Emerging Contaminants, 2(3), 145-147.

Cartagena, C. J. (2011). Contaminantes orgánicos emergentes en el ambiente: productos farmacéuticos. Revista lasallista de investigación, 8(2), 143-153.

Dalrymple, O. K., Yeh, D. H., & Trotz, M. A. (2007). Removing pharmaceuticals and endocrine-disrupting compounds from wastewater by photocatalysis. Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology, 82(2), 121-134.

De Castro, C. S., Viau, L. N., Andrade, J. T., Mendonça, T. A. P., & Gonçalves, M. (2018). Mesoporous activated carbon from polyethyleneterephthalate (PET) waste: pollutant adsorption in aqueous solution. New Journal of Chemistry, 42(17), 14612-14619.

Deng, J., You, Y., Sahajwalla, V., & Joshi, R. K. (2016). Transforming waste into carbon-based nanomaterials. Carbon, 96, 105-115.

Ebele, A. J., Abdallah, M. A. E., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. Emerging Contaminants, 3(1), 1-16.

El Essawy, N. A., Ali, S. M., Farag, H. A., Konsowa, A. H., Elnouby, M., & Hamad, H. A. (2017). Green synthesis of graphene from recycled PET bottle wastes for use in the adsorption of dyes in aqueous solution. Ecotoxicology and Environmental Safety, 145, 57-68.

Elorriaga, Y., Marino, D., Carriquiriborde, P., & Ronco, A. (2012). Contaminantes emergentes: productos farmacéuticos en el medio ambiente. VII Congreso de medio Ambiente. La Plata, Argentina. http://congresos. unlp. edu. ar/index. php/CCMA/7CCMA/paper/view/932.

García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes: efectos y tratamientos de remoción. Química Viva, 10(2), 96-105.

Garcia-Ivars, J., Martella, L., Massella, M., Carbonell-Alcaina, C., Alcaina-Miranda, M. I., & Iborra-Clar, M. I. (2017). Nanofiltration as tertiary treatment method for removing trace pharmaceutically active compounds in wastewater from wastewater treatment plants. *Water research*, *125*, 360-373.

Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. Producción+ limpia, 7(2), 52-73.

Gürü, M., Çubuk, M. K., Arslan, D., Farzanian, S. A., & Bilici, I. (2014). An approach to the usage of polyethylene terephthalate (PET) waste as roadway pavement material. Journal of Hazardous Materials, 279, 302-310.

Kaur, B., Gupta, R. K., & Bhunia, H. (2019). Chemically activated nanoporous carbon adsorbents from waste plastic for CO2 capture: Breakthrough adsorption study. Microporous and Mesoporous Materials, 282, 146-158.

Liu, Q., Li, R., & Fang, T. (2015). Investigating and modeling PET methanolysis under supercritical conditions by response surface methodology approach. Chemical Engineering Journal, 270, 535-541.

Majumder, A., Gupta, B., & Gupta, A. K. (2019). Pharmaceutically active compounds in aqueous environment: A status, toxicity and insights of remediation. Environmental research, 176, 108542.

Mallakpour, S., & Behranvand, V. (2017). Application of recycled PET/carboxylated multi-walled carbon nanotube composites for Cd 2+ adsorption from aqueous solution: a study of morphology, thermal stability, and electrical conductivity. Colloid and Polymer Science, 295(3), 453-462.

Naguib, H. M., & Zhang, X. H. (2018). Advanced recycled polyester based on PET and oleic acid. Polymer Testing, 69, 450-455.

Öztürk, Y., & Güçlü, G. (2005). Unsaturated polyester resins obtained from glycolysis products of waste PET. Polymer-Plastics Technology and Engineering, 43(5), 1539-1552.

Pardal, F., & Tersac, G. (2006). Comparative reactivity of glycols in PET glycolysis. Polymer Degradation and Stability, 91(11), 2567-2578

Patiño, Y., Díaz, E., & Ordóñez, S. (2014). Microcontaminantes emergentes en aguas: tipos y sistemas de tratamiento. Avances en ciencias e ingeniería, 5(2), 1-20.

Quesada, H. B., Baptista, A. T. A., Cusioli, L. F., Seibert, D., de Oliveira Bezerra, C., & Bergamasco, R. (2019). Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative of removal by low-cost adsorbents: A review. Chemosphere, 222, 766-780.

Rahman, S. Z., Khan, R. A., Gupta, V., & Uddin, M. (2007). Pharmacoenvironmentology–a component of pharmacovigilance. Environmental Health, 6(1), 1-3.

Rossner, A., Snyder, S. A., & Knappe, D. R. (2009). Removal of emerging contaminants of concern by alternative adsorbents. Water research, 43(15), 3787-3796.

Saleem, J., Riaz, M. A., & Gordon, M. (2018). Oil sorbents from plastic wastes and polymers: a review. Journal of Hazardous Materials, 341, 424-437

Sanz, L. (2019). Contaminantes emergentes. Impacto sobre la salud y el medio ambiente. Trabajo fin de grado

Shamsi, R., & Sadeghi, G. M. M. (2016). Novel polyester diol obtained from PET waste and its application in the synthesis of polyurethane and carbon nanotube-based composites: swelling behavior and characteristic properties. RSC Advances, 6(44), 38399-38415.

Stojiljkovic, D. T., & B-Simendic, J. K. (2012). Glycolyzed products from PET waste and their application in synthesis of polyurethane dispersions. Progress in organic coatings, 74, 115-124.

Sui, Q., Cao, X., Lu, S., Zhao, W., Qiu, Z., & Yu, G. (2015). Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater: a review. Emerging Contaminants, 1(1), 14-24.

Teijon, G., Candela, L., Tamoh, K., Molina-Díaz, A., & Fernández-Alba, A. R. (2010). Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain). Science of the Total Environment, 408(17), 3584-3595.

Tejada, C., Quiñonez, E., & Peña, M. (2014). Contaminantes emergentes en aguas: metabolitos de fármacos. Una revisión. Revista Facultad de Ciencias Básicas, 10(1), 80-101.

Wang, J., & Bai, Z. (2017). Fe-based catalysts for heterogeneous catalytic ozonation of emerging contaminants in water and wastewater. Chemical Engineering Journal, 312, 79-98.

EVALUACIÓN DEL AUMENTO DEL CAUDAL DE PRODUCCIÓN EN EL FUNCIONAMIENTO DE UNA PLANTA POTABILIZADORA DE BAJA CAPACIDAD

León J.G.[1,2*], Madero C.M.[3], Del Barco F.R.[3], Barco G.J.[3], Sbarato S[4]., Garcilazo Gallardo S[5]. y Pedrozo F.L.[6,2]

1: Centro de la Región Semiárida - Instituto Nacional del Agua. Va. Carlos Paz, Argentina.
2: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Buenos Aires. Argentina.
3: Cooperativa de Obras y Servicios Públicos Ltda. Villa del Dique. Villa del Dique, Argentina.
4: Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales – Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
5: IPET N° 76 Gustavo Riemann. Villa Rumipal, Córdoba.
6: INIBIOMA (CONICET– Universidad Nacional del Comahue). S. C. de Bariloche, Argentina.
*: jleon@ina.gob.ar

Resumen

El efecto inmediato del aumento del caudal de operación en una planta de tratamiento de agua potable es la disminución del tiempo de residencia y la modificación del patrón de flujo en las unidades de tratamiento, lo que interfiere con el correcto funcionamiento de los procesos de floculación y sedimentación. En el presente trabajo, probamos una metodología para la evaluación de la eficiencia del tratamiento en una planta potabilizadora en donde se incrementó el caudal de operación. El procedimiento se basó en la verificación de los parámetros operativos y su contraste con valores de referencia. Los resultados mostraron que la evaluación del tiempo de residencia, el gradiente de velocidad, el número de Camp y la velocidad longitudinal, y su comparación con bibliografía ampliamente disponible, ofrece una alternativa metodológica simple para la evaluación de la eficiencia y la identificación de problemas en plantas de tratamiento de agua de baja capacidad.

Palabras clave: Potabilización; Eficiencia de producción; Evaluación de procesos.

Abstract

The immediate effect of the operating flow increase in a drinking water treatment plant is the residence time decrease and the flow pattern modification in the treatment units, thus interfering with the correct functioning of the flocculation and sedimentation processes. In the present paper, we tested a methodology for treatment efficiency evaluation in a drinking water treatment plant where the operating flow was increased. The procedure was based on the operating parameters verification and its comparison with reference values. The results showed that the assessment of residence time, velocity gradient, the Camp number and longitudinal velocity, and its comparison with widely available bibliography, offers a simple methodological alternative for the efficiency evaluation and the identification of problems in low-capacity water treatment plants.

Keywords: Drinking water treatment; Production efficiency; Process evaluation.

Introducción

La eficacia de sistemas de potabilización es usualmente evaluada mediante comparación de parámetros de calidad del agua tratada con niveles establecidos por normativas a nivel provincial, nacional o internacional (*e.g.* OMS, 2008; CAA, 2012; MAAySP, 2016). Sin embargo, en instalaciones potabilizadoras de baja capacidad, procesos eficaces de producción de agua segura son ocasionalmente susceptibles de ser optimizados desde el punto de vista de la eficiencia económica. En este sentido, las tareas de actualización de estos sistemas de tratamiento son frecuentemente iniciadas con la

modificación del equipamiento electromecánico sin la intervención de la obra civil por requerir esto último de una mayor inversión económica. El crecimiento de la demanda en la cantidad de agua es compensado mediante la ampliación de la capacidad instalada de la planta, generalmente a través del aumento del caudal (Q) de producción. Esta situación tiene como resultado el incremento de la velocidad horizontal y la disminución del tiempo de residencia del agua (Tw), impactando directamente en los procesos físicos, químicos y biológicos que controlan la efectividad y la eficiencia de las diferentes unidades que componen la planta. Las operaciones más afectadas por la disminución del Tw son la floculación y la sedimentación: en el primer caso debido a que el crecimiento de los flóculos es dependiente del número de colisiones entre partículas, el cual depende a su vez del tiempo en el que estas partículas están expuestas a un determinado gradiente de velocidad (G), y en el segundo caso porque al incrementar la velocidad horizontal disminuye el tiempo de decantación de las partículas aumentando las pérdidas advectivas hacia la unidad aguas abajo.

El objetivo del presente estudio fue poner a prueba una metodología accesible para la evaluación de la eficiencia de sistemas de potabilización de pequeñas dimensiones. Se utilizó como caso de estudio la planta potabilizadora de agua de la localidad de Villa del Dique (PPA) ubicada en la provincia de Córdoba, Argentina. Se evaluó el efecto del incremento de caudal de producción en el funcionamiento de las unidades de floculación y sedimentación mediante el cálculo de parámetros de operación y su comparación con los valores recomendados en la bibliografía.

Metodología

Ubicación y descripción general

La localidad de Villa del Dique se encuentra sobre la margen del embalse Mtro. J. Pistarini (embalse de río Tercero), en el departamento Calamuchita en el centro oeste de la provincia de Córdoba. El clima en la región es templado con invierno seco y verano cálido, la temperatura media en invierno y en verano es 10º C y 27º C, respectivamente y las precipitaciones suman *ca*. 800 mm anuales que se concentran durante la temporada estival. La PPA está ubicada sobre la ribera oeste del lóbulo oriental del lago (32º10´48”S – 64º26´27”O). El servicio de agua corriente está concesionado por el Municipio a la Cooperativa de Obras y Servicios Públicos Ltda. Villa del Dique. La PPA fue inaugurada en el año 1996 y actualmente abastece a una red de 3.250 conexiones con una demanda altamente variable, característica de una zona turística.

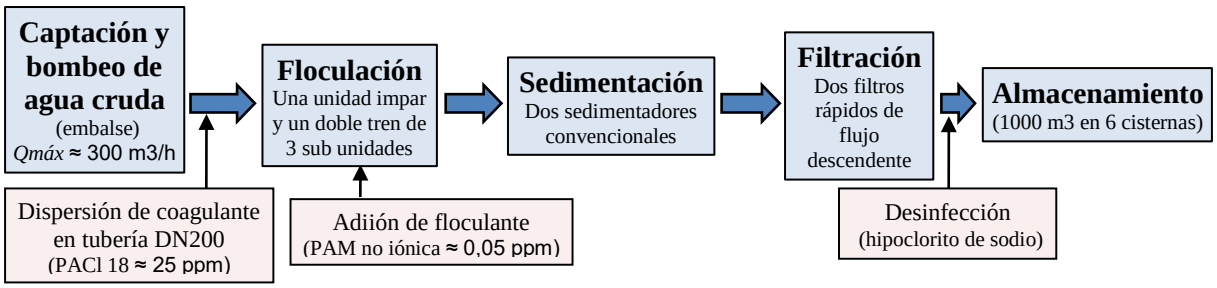


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de potabilización de agua de la Cooperativa de Villa del Dique.

El tratamiento está conformado por las unidades esquematizadas en la Figura 1. El proyecto original de la PPA detalla una cámara de carga y una sección de aforo con un partidor de caudal entre las dos líneas de tratamiento. En el año 2016 se reemplazó esta

estructura con una cámara de 6 x 4 x 2 m (ancho x largo x profundidad) en donde descarga el agua cruda a través de una tubería de pvc DN200 (Figura 2).

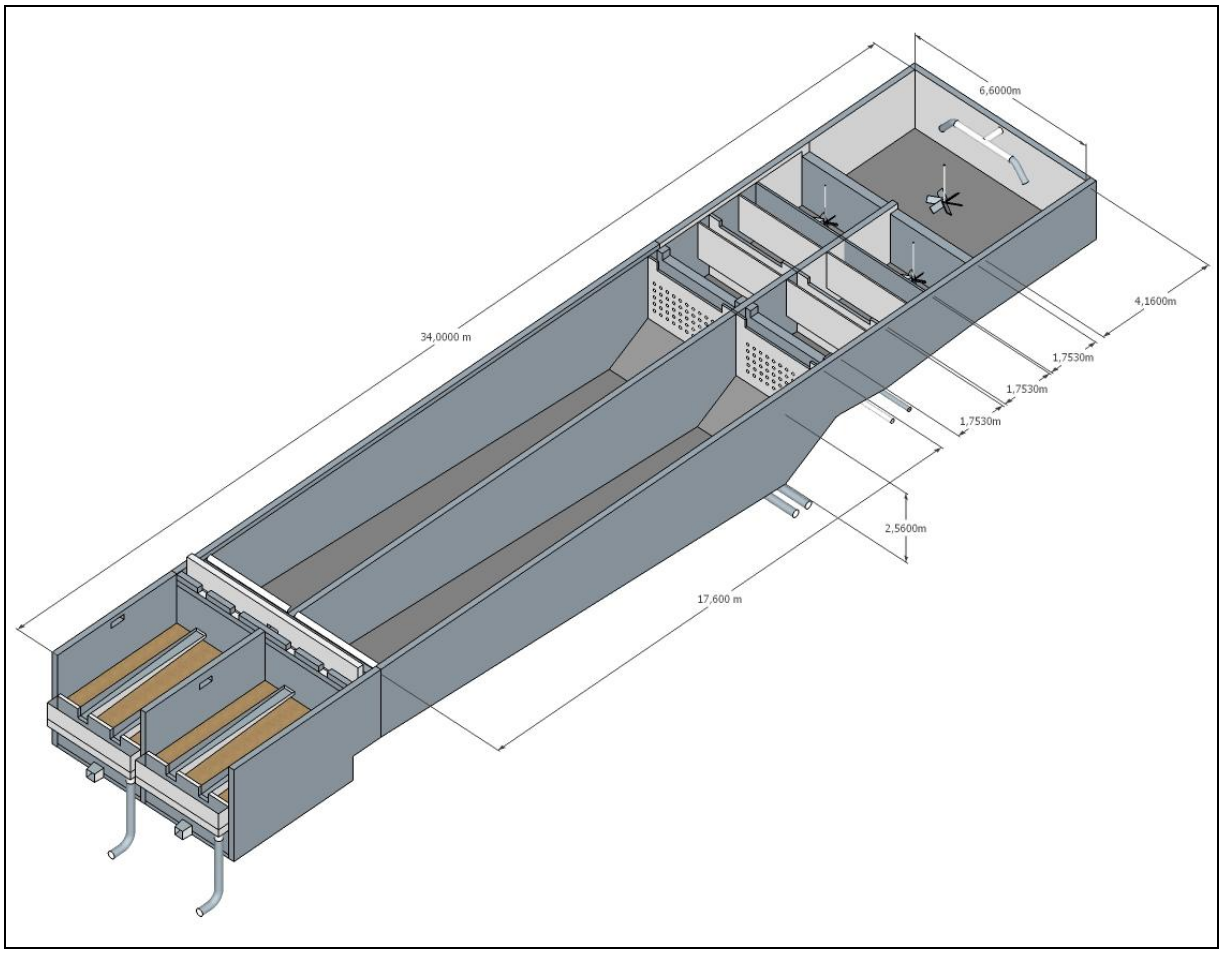


Figura 2. Vista en proyección paralela de la planta potabilizadora de agua de la Cooperativa de Villa del Dique.

A continuación se describen las partes que componen el sistema de potabilización:

Captación y caudal de operación: el agua cruda es captada del embalse mediante tres bombas de pozo seco de 15 HP y 108 m^3/h que aspiran aproximadamente a nivel e impulsan hasta la planta (Δh 14 m). El Q de operación es registrado por un caudalímetro electromagnético y su valor máximo (Q_{max}) varía según el nivel del embalse (carga sobre la toma) entre 260 y 300 m^3/h.

Calidad del agua cruda: es de salinidad y alcalinidad media (175 µS/cm y 85 mg/L $CaCO_3$, respectivamente), de baja dureza (70 mg/L $CaCO_3$), con una composición particulada formada mayormente por microalgas en suspensión, las cuales ocasionan amplias variaciones de la turbidez y del pH a escala estacional y diaria. Entre abril y noviembre la turbidez es relativamente baja (2-10 NTU) mientras que entre noviembre y marzo se observa un progresivo incremento de esta variable (máx. 70 NTU) y del pH (máx 9,5).

Coagulación: como coagulante se emplea cloruro de polialuminio (MAK POWERFLOC 18®, Makinthal Química SRL) y la mezcla rápida se logra mediante dispersión dentro de la tubería de carga. El dispositivo de mezcla consiste en un arreglo de accesorios de pvc DN200 ubicado en la porción terminal de la tubería de ingreso de agua cruda, en el

cual se incorpora el coagulante mediante un dispersor en línea. Se asume una adecuada mezcla rápida basándose en los valores de G estimados (1000-1200 s^{-1}) mediante las ecuaciones propuestas por el Ente Nacional de Obras Hídricas y de Saneamiento (ENOHSa) para mezcla hidráulica en línea (Bratby, 2016).

Floculación: el proceso se inicia en el floculador N°1 el cual cuenta con agitación activa, tanto hidráulica (tubería de ingreso de agua cruda) como mecánica (agitador de turbina de eje vertical). Como ayudante de floculación se utiliza poliacrilamida no iónica (Flopam® FA 920 PWG) la cual se dosifica a 50 cm sobre la turbina del agitador. El floculador N°1 se comunica mediante un vertedero ahogado de 6.8 m de largo con el floculador N°2 y éste con el floculador N°3 y N°4 mediante tabiques perforados. En las cámaras correspondientes a los floculadores N°2, N°3 y N°4 el proyecto original indica que deben utilizarse agitadores mecánicos de paletas de eje horizontal. En la actualidad sólo el floculador N°2 cuenta con agitación activa (agitadores de turbina de eje vertical), y con el objetivo de modificar el patrón de circulación de agua dentro de las cámaras de floculación N°3 y N°4 para evitar la sedimentación de las partículas floculentas (floc) y los cortocircuitos, se instalaron sendas pantallas interpuestas en sentido perpendicular al flujo en dichas cámaras.

Sedimentación: la planta cuenta con dos unidades paralelas de sedimentación convencional de flujo horizontal. Cada unidad tiene un volumen de 125 m^3.

Filtración: el módulo de filtración está compuesto por dos unidades de filtros rápidos de flujo descendente de velocidad de filtración constante y pérdida de carga variable. Cada unidad mide 4,6 m de largo por 3,2 m de ancho y posee un manto filtrante de arena TE 0.95 mm y un multi manto de sostén de granulometría creciente (0,8-2-6-12-20-30-60 mm). El sistema de drenaje y distribución de agua de lavado consiste en un falso fondo de losetas debajo del cual se ubica una parrilla de tubería de pvc DN75 con orificios de ca. 20 mm y 0.6 m de separación, la cual cumple la función de colectar el agua filtrada y distribuir el agua de lavado.

Almacenamiento: el agua filtrada es conducida por tuberías a seis cisternas que en conjunto almacenan ca. 1000 m^3. En la tubería de ingreso de agua filtrada a las cisternas se dosifica hipoclorito de sodio 100 g/L para lograr la desinfección y obtener una concentración de Cl libre residual a la salida de la planta de 1-1,5 ppm, lo cual ha mostrado ser suficiente para llegar a las distintas puntas de red con una concentración mayor a 0,2 mg/L de dicho parámetro.

Resultados y discusión

Caudal de diseño de la obra civil de la PPA

Es conocido que los procesos físicos de los que depende el correcto funcionamiento de una planta potabilizadora son controlados en gran medida por el Q de operación (Azevedo Netto y Acosta Álvarez, 1976). Debido que la PPA ha sido modificada tanto en su Q de operación como en su estructura, es necesario establecer el rango de variación de Q para el cual fue diseñada la obra civil a fin de establecer si los actuales parámetros de funcionamiento se adecúan a los recomendados por la bibliografía. Debido a que no se cuenta con la memoria de cálculo del proyecto original, a partir de los planos de construcción se obtuvo la curva de gasto empleando la tabla de caudales de la sección de aforo proyectada (Figura 3). Aunque esta sección no existe en la actualidad, el análisis de dicha curva puede ser utilizado como referencia para establecer el máximo Q para el cual fue dimensionada la obra civil.

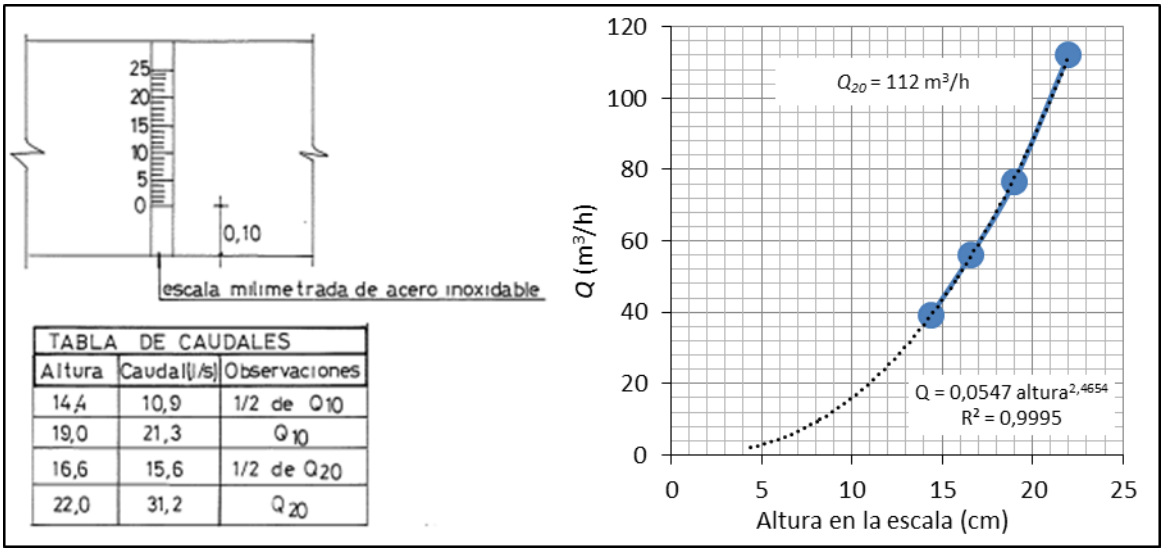


Figura 3. Tabla de caudales y escala de altura de agua en el canal de aforo de los planos de la PPA. Se muestra un gráfico de puntos que relaciona los Q establecidos para las diferentes alturas de la escala.

Según la tabla de caudales el Q máximo es de 31,2 L/s (*i.e.* 112 m^3/h) y corresponde a un tirante de 22,0 cm en el canal de aforo. Este valor fue originalmente designado como Q_{20}, es decir el valor de Q para abastecer la demanda de la población estimada a 20 años. Si se considera una operación a Q_{20} durante 20 horas diarias, con un consumo en proceso del 10%, la PPA sería capaz de suministrar un volumen de agua que, sin considerar pérdidas en la red y asumiendo una dotación de 0,25 m^3/hab. d, podría abastecer una población de 8.087 habitantes. Esta cifra es 2,3 veces mayor que los aproximadamente 3.600 hab. permanentes de Villa del Dique (INDEC, 2010), sin embargo, durante los meses de la temporada estival la demanda se cuadruplica cuando alrededor de 13.000 hab. hacen uso del servicio de agua potable (3.250 conex. X 4 hab./conex.). Dado que la capacidad de almacenamiento no permite amortiguar los picos de consumo (300 m^3/h durante 3 h, *ca*. 900 m^3), se optó por aumentar el Q de ingreso de agua cruda a *ca*. 300 m^3/h mediante 3 bombas de pozo seco de 108 m^3/h cada una. Tal incremento de Q modifica los valores de los parámetros de operación y pone de manifiesto la existencia de un "cuello de botella" aguas abajo de la admisión de agua cruda y la necesidad de realizar intervenciones en las distintas sub unidades a fin de adecuar su funcionamiento al actual esquema de operación.

Tiempo de residencia en floculación y sedimentación

En las unidades de floculación y de sedimentación se requieren distintos Tw: 1) en la floculación debe ser el adecuado para permitir el crecimiento y estructuración del floc sin permitir su decantación y 2) en la sedimentación debe ser prolongado para que las partículas formadas en la etapa anterior sean separadas por acción de la gravedad.

En la PPA se consideraron dos unidades: 1) un tren de cuatro floculadores en línea (uno impar y tres pares) y 2) un decantador par. En cada una de estas unidades se estimó el tiempo de residencia (Tw) según la siguiente expresión (ENOHSa):

$$Tw = \frac{Vol}{Q} \quad (1)$$

donde:

Tw: tiempo de residencia (s),
Vol: volumen (m^3),
Q: caudal (m^3/s).

El primer compartimento de floculación tiene un volumen equivalente al de cinco de las restantes unidades. Como resultado, el 46 % del Tw total de floculación (Tw_f) transcurre en esta cámara (Tw_{f1}). Si bien suelen recomendarse valores de T_f de entre 20 y 30 min. (ENOHSa; Romero Rojas, 1999), este parámetro no presentaría un problema inmediato en el tratamiento pudiendo ser controlado mediante la variación de G (ver sección "Secuencia de gradiente de velocidad en reactores de floculación en serie") en los diferentes compartimentos y cuidando de no superar los valores de dicho parámetro a través de las estructuras que los comunican (ver Tabla 2).

En las unidades de sedimentación el incremento de Q produce una carga superficial (C_S) entre 23 y 60 m^3/m^2 d (ver sección "Parámetros de operación del sedimentador"). Para estos valores de C_S se recomiendan períodos de detención de entre 150 y 210 min (Romero Rojas, 1999; ENOHSa), es decir que sólo operando la planta a un valor cercano a Q_{20} se logra un adecuado tiempo de sedimentación.

Unidad de tratamiento	**Parámetro**	**Q_{20}** (112 m^3/h)	**Q_{max}** (300 m^3/h)
floculador 1	Tw_{f1} (min)	24	9
floculador 2	Tw_{f2} (min)	12	4
floculador 3	Tw_{f3} (min)	12	4
floculador 4	Tw_{f4} (min)	12	4
Σ de floculadores	Tw_f (min)	59	22
sedimentador	Tw_d (min)	132	49

Tabla 1. Tiempo de residencia (Tw) en las distintas unidades de la planta potabilizadora de agua.

Secuencia de gradiente de velocidad en reactores de floculación en serie

El proceso de floculación genera partículas sedimentables formadas por la agregación de partículas de menor tamaño. El crecimiento de éstas se produce cuando las partículas se ponen en contacto entre sí, condición que depende del Tw y la intensidad de la agitación de la masa líquida representada por el parámetro G. Se recomienda utilizar una progresión descendente de G para que al inicio de esta se produzca un mayor número de colisiones y sobre el final se proporcione la energía apenas necesaria para mantener el floc en suspensión sin fragmentarlo (Arboleda Valencia, 2000).

		Q_{20} (112 m^3/h)	**Q_{max}** (300 m^3/h)
floculador 1 (x1 unidad)	G (s^{-1})	70	70
	Tw (min)	24	9
	GT	$1 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^4$
floculador 2 (x2 unidades)	G (s^{-1})	55	55
	Tw (min)	5	2
	GT	$2 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$
floculador 3 (x2 unidades)	G (s^{-1})	40	40
	Tw (min)	6	2
	GT	$1 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^3$
floculador 4 (x2 unidades)	G (s^{-1})	20	20
	Tw (min)	6	2,19
	GT	$7 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$
	Tw_{total}	46	46
	$G_{promedio}$	41	15
	$G_{promedio} * T_{total}$	$1 \cdot 10^5$	$4 \cdot 10^4$

Tabla 2. Gradiente de velocidad (G), tiempo de residencia (Tw) y número de Camp (GT) para cada cámara de floculación y para el conjunto de las cámaras.

Si bien para el diseño de unidades de floculación en serie se recomienda establecer experimentalmente la secuencia de G (Bratby, 2016), para verificar unidades en operación es posible tomar como referencia la bibliografía (ENOHSa; Romero Rojas, 1999; Arboleda Valencia, 2000; Baruth, 2005). De este modo, se estableció una secuencia de G para el conjunto de cuatro floculadores de 70-55-40-20 s^{-1}. Se calculó el número de Camp (GT = G * Tw) el cual estima una magnitud adimensional que indica la cantidad de energía suministrada a un volumen de agua floculada (ENOHSa). Como puede observarse en la Tabla 2, en cada etapa y en el proceso de floculación en su conjunto, GT estuvo dentro del intervalo $1 \cdot 10^4 – 1 \cdot 10^5$ recomendado por ENOHSa sólo para Q_{20}, mientras que para Q_{max} se observaron valores por debajo de la cantidad recomendada, sugiriendo que el proceso puede optimizarse utilizando mayores valores de G en la secuencia de floculación.

Parámetros de operación del sedimentador

Un parámetro básico en el diseño de sedimentadores es la carga superficial (C_s), la cual depende del área superficial del decantador y del Q. En la PPA, teniendo en cuenta el Q de operación y considerando un tiempo diario de operación de 20 h, se observó que C_s varía entre 20 y 55 $m^3/m^2/d$ (Tabla 3), siendo 35 $m^3/m^2/d$ la C_s máxima sugerida para plantas convencionales que producen entre 1000 y 10000 m^3/d (Romero Rojas, 1999; Arboleda Valencia, 2000; ENOHSa). Sólo con dos bombas en operación de las tres instaladas en la PPA, se observa que la C_s se ajusta a los valores recomendados y que un incremento de Q resulta en una C_s excesiva para la este tipo de sedimentador. Esta situación produce una sedimentación deficiente ocasionando el paso de flocs hacia los filtros, disminuyendo el tiempo de filtración entre retrolavados y por lo tanto la eficiencia de los decantadores (Crittenden *et al*., 2012).

En un sedimentador ideal la velocidad de las partículas puede descomponerse en la componente vertical, relacionada con la fuerza de gravedad, y la componente horizontal, asociada al flujo de la masa de agua. Esta última componente es relevante en presente análisis debido a que controla el tiempo disponible para la decantación de las partículas. La velocidad horizontal es comúnmente estimada como:

$$U_f = \frac{Q}{A_t} \qquad (2)$$

donde:
U_f: velocidad de escurrimiento horizontal (m/h),
A_t: área transversal del sedimentador (m^2),

Al comparar los valores de U_f entre Q_{20} y Q_{max}, se observa un incremento de 2,6 veces (Tabla 3) superando para el último valor de caudal el límite de 20 m/h sugerido por Arboleda Valencia (2000).

Q (m^3/h)	112	108	180	300
C_s ($m^3/m^2/d$)	21	20	33	55
U_f (m/h)	8	8	13	21
q_V (m^3/h m)	18	17	29	48

Tabla 3. Parámetros de operación de las unidades de sedimentación (ver texto para referencias).

Con el fin de analizar el patrón espacial de sedimentación a Q_{max} (300 m^3/h), se estimó la tasa de sedimentación a lo largo de los decantadores mediante la instalación de ocho trampas de sedimento sobre el eje longitudinal de cada sub unidad separadas por una distancia de dos metros. Transcurridas dos horas de operación se colectaron las trampas,

su contendido fue filtrado en filtros de fibra de vidrio de 1,2 µm de poro previamente pesados, se secaron en estufa a 180° C y se volvieron a pesar luego de llevarlos a temperatura ambiente en desecador. Los resultados se muestran en la figura 4.

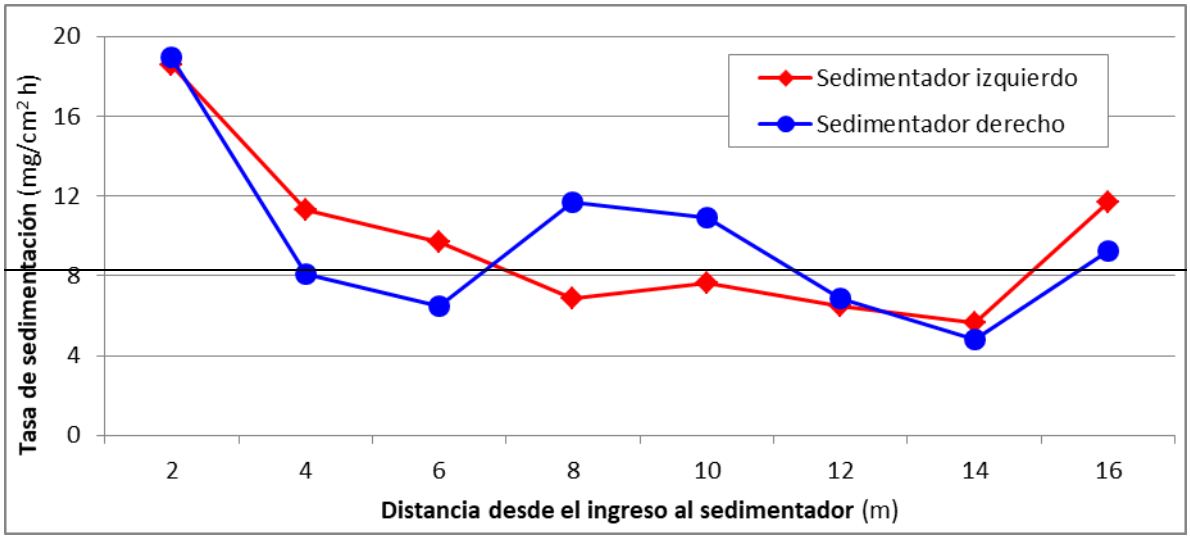


Figura 4. Tasa de sedimentación en los decantadores de la planta potabilizadora de Villa del Dique.

Los resultados muestran mayores tasas en la zona de lodos (0-2 m) y de salida (16-18 m) y menores valores en la zona de decantación. Tal patrón no refleja el comportamiento esperado y sugiere que las partículas floculentas se mantienen en suspensión en la zona de sedimentación por acción de turbulencias (Benjamin & Lawler, 2013). Esta problemática es común en decantadores convencionales de flujo horizontal operados por encima de la carga de diseño (Hall, 2018)

Finalmente, se observó que según la variación del Q de operación, el caudal específico en el vertedero de salida (q_v), estimado como el Q por metro lineal de vertedero, tomó valores entre los 17 y 48 m^3/h m (Tabla 3). Considerando que el Q máximo recomendado es de 6 a 12 m^3/h m (Arboleda Valencia, 2000), los resultados indican que la capacidad de evacuación del vertedero se ve sobrepasada y que es necesario modificar la estructura de salida del sedimentador.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente trabajo demuestran que la valoración del tiempo de residencia, el gradiente de velocidad, el número de Camp y la velocidad de escurrimiento horizontal, y su comparación con bibliografía de amplia difusión, ofrece una alternativa metodológica simple para la evaluación de la eficiencia y la identificación de problemáticas en plantas potabilizadoras de baja capacidad. El acceso a metodologías para el diagnóstico y control en este tipo de sistemas, proporciona una herramienta básica para la implementación de programas de optimización que permitan maximizar el uso de recursos económicos, incrementar la capacidad productiva, aumentar la cobertura de la prestación favoreciendo el desarrollo local y mejorando la calidad de vida de sus habitantes. El concepto de Tw aquí aplicado a un problema de ingeniería es, conceptualmente similar al que se espera en medios naturales como el manejo hidráulico de embalses.

Bibliografía

ABNT, 1992. NBR 12216 - Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro.

Arboleda Valencia J. 2000. Teoría y práctica de la purificación del agua. Tomo I y II. McGaw-Hill – ACODAL. Sta. Fe de Bogotá.

Azevedo Netto JM y Acosta Álvarez G. 1976. Manual de Hidráulica. Vol. I. Editora E. Blücher Ltda. Sao Paulo.

Baruth E. E. 2005. Water treatment plant design. AWWA, ASCE. New York.

Benjamin, M. M., & Lawler, D. F. 2013. Water quality engineering: Physical/chemical treatment processes. John Wiley & Sons. New York.

Bonansea M, Ledesma C, Rodriguez MC. 2016. Assessing the impact of land use and land cover on water quality in the watershed of a reservoir. Applied ecology and environmental research, 14(2), 447-456.

Bratby, J. 2016. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. IWA publishing. London.

CAA (Código Alimentario Argentino) 2007. Capítulo XII. Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Ministerio de Salud. Bs. As. Argentina.

Crittenden JC, TrussellRR, Hand DW, HoweKJ, Tchobanoglous G. 2012. MWH's water treatment: principles and design. John Wiley y Sons. 1901 pp.

ENOHSa. Fundamentación de normas proyectos de agua Ente Nacional de Obras Hídricas de Saneamiento. Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda. Buenos Aires. Argentina.

Hall S.2018. Rules of thumb for chemical engineers. Butterworth-Heinemann. 502 pp.

INDEC. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Sitio web: https://www.indec.gov.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2yid_tema_2=41yid_tema_3=135. Consultado diciembre 2018.

MAAySP (Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos) 2016. Resolución N° 176/16 Normas Provinciales de Calidad y Control de Aguas Para Bebida de Córdoba. Secretaría de Recursos Hídricos. Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos. Gobierno de Córdoba.

OMS (Organización Mundial de la Salud) 2006. Guías para la calidad del agua potable. Tercera edición. Organización Mundial de la Salud. Ginebra.

Romero Rojas J.A. 1999. Potabilización del agua. Ed. Alfaomega. México DF.

COMPLEMENTARIEDAD DE FANGOS ACTIVOS Y ALGAS DE AGUA DULCE PARA LA DEPURACIÓN DE EFLUENTES MUNICIPALES

Cesano M.[1], Astorga M.[2], Torres R.[2], Arbini G.[2], Campos M.[2], Gatti M.[1]; Camacho A.[2]

[1] Centro de Investigaciones en Toxicología Ambiental y Agrobiotecnología del Comahue
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
Universidad Nacional del Comahue
Buenos Aires Nº 1400 - Neuquén, Neuquén, Argentina
margarita.cesano@gmail.com
[2] Facultad Regional del Neuquén, Universidad Tecnológica Nacional
Av. Reverendo Pedro Rotter S/N - Plaza Huincul, Neuquén, Argentina

Resumen

Gran parte de las plantas de tratamiento de efluentes municipales se basan en el sistema tradicional de depuración, el cual no aprovecha los nutrientes de los efluentes tratados. En el presente trabajo se propuso acoplar, a una planta depuradora tradicional, una etapa final de depuración de nitratos ($N\text{-}NO_3$) y fosfatos ($P\text{-}PO_4$) empleando micro o macroalgas de agua dulce. Para ello se evaluó, en ensayos de laboratorio, la capacidad de consumo de nutrientes por parte de algas, lo cual permitió calcular velocidades específicas de consumo para nitratos ($qN\text{-}NO_3$) y fosfatos ($qP\text{-}PO_4$). Luego, mediante el diseño de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), se calcularon teóricamente las concentraciones de materia orgánica y nutrientes eliminadas por los fangos activados. Finalmente, utilizando $qN\text{-}NO_3$ y $qP\text{-}PO_4$, se calcularon las dimensiones necesarias de las piletas de tratamiento con algas para obtener un efluente con los límites de vertidos permitidos. Los resultados mostraron velocidades específicas de consumo de $qNO_3 = 6.96x10^{-3} \pm 4.81x10^{-5}$ g/g.d y $qPO_4 = 7.37x10^{-4} \pm 3.48x10^{-4}$ g/g.d para las microalgas, y $qNO_3 = 3.60x10^{-3} \pm 2.30x10^{-4}$ g/g.d y $qPO_4 = 1.33x10^{-4} \pm 4.17x10^{-5}$ g/g.d para las macroalgas. Considerando 80% de consumo $N\text{-}NO_3$, las concentraciones de nutrientes en el efluente final fueron de $N\text{-}NO_3$ = 5,00 g/m³ y $P\text{-}PO_4$ = 1.37 g/m³ para el caso de las microalgas, y de $N\text{-}NO_3$ = 5,00 g/m³ y $P\text{-}PO_4$ = 1.71 g/m³ para las macroalgas, permitiendo reciclar 36.25 kg de $N\text{-}NO_3$/día y entre 13.42 y 38.39 kg de $P\text{-}PO_4$/día. Las macroalgas precisarían 1.93 veces más área superficial que la correspondiente a microalgas para obtener los resultados mostrados. De esta manera, la adición de una etapa de depuración empleando algas a una EDAR permitiría el aprovechamiento de nutrientes.

Palabras Clave: Macroalgas; Microalgas; Depuración, Fangos activos; EDAR.

ABSTRACT

Most of the municipal effluent treatment plants are based on the traditional purification system, which does not take advantage of the nutrients in the treated effluents. In the present work, it was proposed to couple, to a traditional treatment plant, a final stage of purification of nitrates ($N\text{-}NO_3$) and phosphates ($P\text{-}PO_4$) using freshwater micro or macroalgae. For this, the capacity for nutrient consumption by algae was evaluated in laboratory tests, which allowed the calculation of specific consumption rates for nitrates ($qN\text{-}NO_3$) and phosphates ($qP\text{-}PO_4$). Then, through the design of a Wastewater Treatment Plant (WWTP), the concentrations of organic matter and nutrients removed by the activated sludge were theoretically calculated. Finally, using $qN\text{-}NO_3$ and $qP\text{-}PO_4$, the necessary dimensions of the algae treatment system were calculated to obtain an effluent with the permitted discharge limits. The results showed specific consumption rates of $qNO_3=6.96x10^{-3} \pm 4.81x10^{-5}$ g/g.d and $qPO_4=7.37x10^{-4} \pm 3.48x10^{-4}$ g/g.d for the microalgae, and $qNO_3=3.60x10^{-3} \pm 2.30x10^{-4}$ g/g.d and $qPO_4=1.33x10^{-4} \pm 4.17x10^{-5}$ g/g.d for macroalgae. Considering 80% of $N\text{-}NO_3$ consumption, the nutrient concentrations in the final effluent were 5.00 g $N\text{-}NO_3$ /m³ and 1.37 g $P\text{-}PO_4$/m³ in the case of microalgae, and 5.00 g $N\text{-}NO_3$/m³ and 1.71 g $P\text{-}PO_4$ /m³

for macroalgae, allowing to recycle 36.25 kg of N-NO_3/day and between 13.42 and 38.39 kg of P-PO_4/day. Macroalgae would require 1.93 times more surface area than microalgae to obtain the results shown. In this way, the addition of a purification stage using algae to a WWTP would allow the use of nutrients.

Macroalgae; Microalgae; Purification; Activated sludge; WWTP.

INTRODUCCIÓN

Con el creciente desarrollo y aumento de la población, los volúmenes de aguas residuales se han incrementado y con ello los problemas medioambientales asociados al tratamiento insuficiente que reciben. Se estima que solo el 15% del total de los efluentes de América Latina recibe tratamiento, y, paralelamente, la demanda de agua genera una creciente necesidad de recuperar o reutilizar fuentes de aguas residuales.

El Agua Residual Urbana (ARU), nombre que reciben los efluentes municipales, contiene elevados niveles de carga orgánica, nitrógeno total (N_T) y fósforo total (P_T) (Ho et al. 2019). En las últimas décadas se han desarrollado una gran variedad de procesos físicos, químicos y biológicos para su tratamiento. Los métodos biológicos son preferidos siempre que sea posible, ya que tienen mayores rendimientos con menores costos económicos de explotación y mantenimiento, y depuran mayoritariamente los contaminantes. Consisten en tres etapas: un tratamiento primario para eliminar sólidos, seguido de un tratamiento secundario para la degradación microbiana de sustancias orgánicas y nutrientes, y finalmente un tratamiento terciario o facultativo para la eliminación y/o desinfección (Ge, Madill, and Champagne 2018).

El proceso de fangos activados corresponde a una tecnología ampliamente utilizada, cuyo proceso más sencillo consiste en un reactor aeróbico donde ingresa el influente, que contiene un cultivo bacteriano en suspensión, permaneciendo allí por un cierto Tiempo de Retención Hidráulico (TRH) durante el cual la masa bacteriana elimina la materia orgánica por acción de bacterias heterótrofas, y el nitrógeno amoniacal es oxidado por bacterias autótrofas a nitrato. Posteriormente, en un decantador secundario se produce la separación del sobrenadante y el precipitado, que se recircula para mantener una concentración adecuada de microorganismos (mientras que una fracción se purga para mantener la edad media del fango) (Metcalf and Eddy 1995). Los procesos de eliminación de nutrientes son más complejos que los de eliminación de materia orgánica. Así, tanto para la eliminación de nitrógeno como para la de fósforo son necesarias al menos dos etapas: aerobia y anóxica para el caso del nitrógeno y anaerobia y aerobia para el caso del fósforo (Gatti, Seco, and Ferrer 2018). Cuando estas etapas no se consideran en el diseño, el resultado final de los tratamientos convencionales es un efluente claro, aparentemente limpio, pero con una elevada carga de nitrógeno inorgánico y fósforo, constituyendo la principal causa de eutrofización.

En los últimos años, han surgido nuevas opciones de tratamiento sostenible dirigidas a la recuperación y reuso de nutrientes y materia orgánica, como alternativa a los métodos convencionales de tratamiento biológico. Una de ellas es el cultivo de algas (micro y macroalgas) en aguas residuales, que permiten la recuperación eficiente de nutrientes y energía, mientras absorben dióxido de carbono (CO_2) y producen un efluente oxigenado y tratado. Además con el uso de algas se elimina la necesidad de múltiples tanques anaeróbicos-anóxicos-aeróbicos y las adiciones químicas comunes en los tratamientos convencionales. Las algas exhiben altas productividades por área, tasas de crecimiento elevadas y su cultivo en aguas residuales no compite con los cultivos de alimentos terrestres. Las microalgas son eficientes para eliminar diferentes tipos de contaminantes tales como N, P, NO_3 y otros productos químicos del ARU y pueden crecer conforme a las condiciones ambientales, tales como luz, temperatura, pH, salinidad y contenido de CO_2

(Christenson and Sims 2011). El principal problema con su utilización en estas aplicaciones, es que su tamaño pequeño dificulta la separación de la biomasa de algas del efluente tratado. Al igual que las microalgas, las macroalgas fijan N y P, por sus necesidades de crecimiento pero, a diferencia de estas, poseen áreas productivas más elevadas y su habilidad para formar alfombras flotantes densas en la superficie del agua permite reducir significativamente los costos y energía durante la cosecha de biomasa. Además, la biomasa de algas resultante se puede gestionar en biodigestores anaerobios para la producción de biofertilizantes o se puede convertir en una amplia gama de biocombustibles de tercera generación, como biodiesel, bioetanol y biometano (Ge, Madill, and Champagne 2018). Se han descrito varias especies de microalgas (*Chlorella sp., Spirulina sp., Chlamydomonas sp., Scenedesmus sp., Selenastrum sp*) (Ji et al. 2013) y macroalgas (*Spirogyra sp*., *Ulva sp*, *Gracilaria sp*., *Rhizoclonium sp*, *Cladophora sp*, *Oedogonium sp.)* (Mulbry et al. 2009; Ge, Madill, and Champagne 2018; Neveux et al. 2016) con potencial uso en la ficoremediación de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas.

En el Alto Valle de Río Negro y Neuquén, se observa en los cuerpos de agua el desarrollo de la macroalga *Spirogyra sp.* y de la microalga *Chlorella sp*. En función de dicha disponibilidad y de la necesidad de mejorar los sistemas de tratamiento locales, se establecen tres objetivos para el presente trabajo: (1) demostrar la capacidad de depuración de nutrientes ($N\text{-}NO_3$ y $P\text{-}PO_4$) que presentan ambas especies en ensayos de laboratorio, (2) calcular el grado de depuración de un Agua Residual Urbana (ARU) alcanzado en una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) basada en un sistema de fangos activados y (3) realizar el escalado de un sistema de eliminación de nutrientes con algas, para el efluente de la EDAR, en función de los resultados experimentales obtenidos en el laboratorio.

METODOLOGÍA

Cálculo de una EDAR basada en el tratamiento con fangos activados

El diseño de la EDAR se abordó en base a bibliografía ampliamente difundida (Metcalf and Eddy 1995). Por medio de la utilización del software Excel, se calculó el grado de depuración de un ARU problema alcanzado al atravesar las etapas de pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario, tal como se muestra en el esquema de la Figura 1.

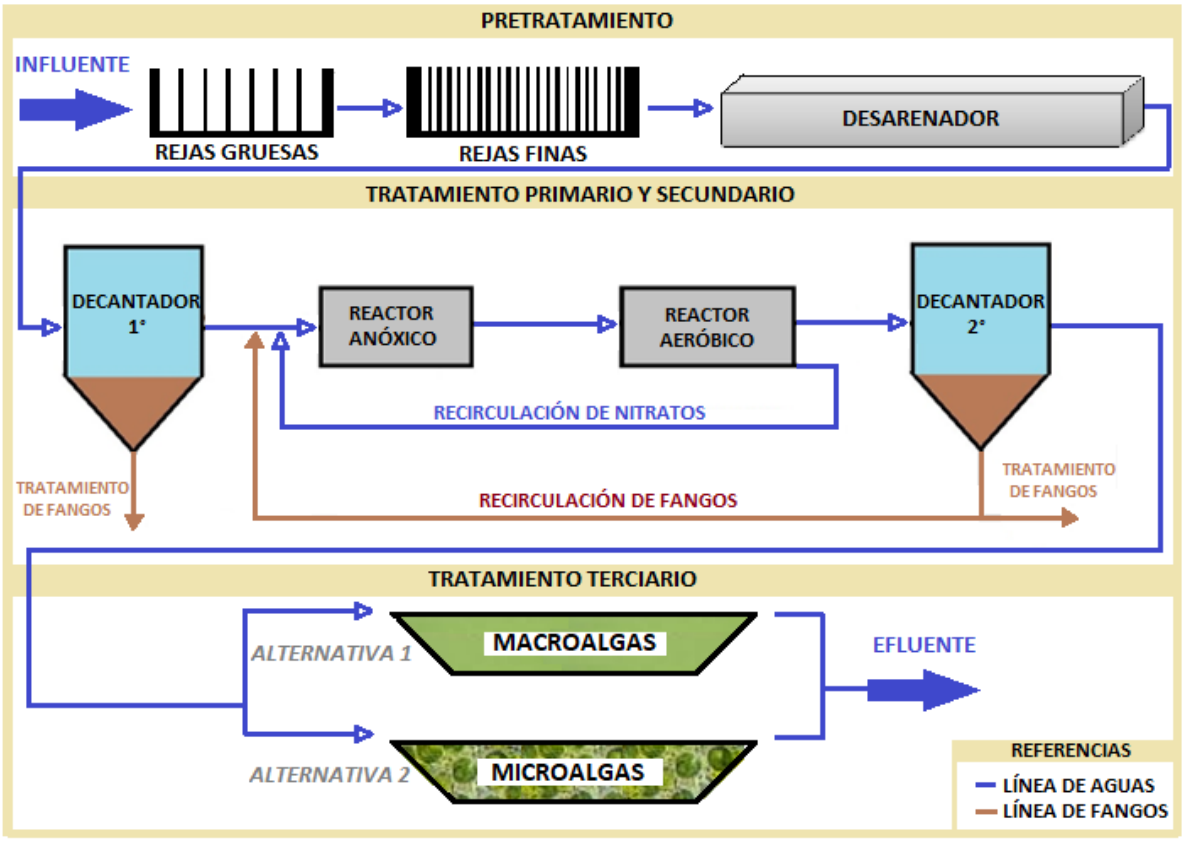


Figura 1: Esquema de la EDAR.

Caracterización:

Para poder estimar correctamente los grados de eliminación alcanzados en cada una de las operaciones unitarias de la EDAR, se hizo una diferenciación entre materia suspendida (S) y particulada (X), con sus respetivas fracciones solubles (Ss y Xs) e inertes (Si y Xi). Las características del agua problema fueron seleccionadas en base a valores típicos de carga para ARU, para parámetros tales como Demanda Biológica de Oxígeno (DBOlim), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Total Kjeldahl (NKT) y Fósforo Total (P_T). Se seleccionaron porcentajes de solubilidad de cada uno de los parámetros mencionados. Se consideró una población de 25.000 habitantes y un caudal de 290 l/hab.dia (Tabla 1).

Tabla 1: Características del agua problema

	Valor	Unidades	Solubilidad (%)
Población	25.000	Hab.	-
Caudal	290	l/hab.d	-
DBOlim	150	g/hab.d	40
DQO	250	g/hab.d	40
SST	90	g/hab.d	75*
NKT	15	g/hab.d	65
Ptotal	9	g/hab.d	70

*porcentaje referido a SSV

En función de la población, caudal y cargas seleccionadas, se calcularon los valores de carga del influente en g/m^3.

Pretratamiento:

El mismo consiste en el paso del ARU por un canal de rejas gruesas y rejas finas, seguido por un desarenador. Para las unidades de rejas gruesas y rejas finas, considerando

un 30% de colmatación, el desbaste de sólidos estimado en fue 5 L/m^3 y 40 L/m^3, respectivamente. Para la unidad del desarenador, se estimó el volumen de partículas de diámetro ≥ 0.2 mm decantadas.

Tratamiento primario:

Consta de un decantador primario circular (Dec1°), que recibe el agua proveniente del pretratamiento. El TRH seleccionado para el diseño fue de 2.5 h a caudal medio (Qmed), valor que garantiza un 60% de eliminación de SST (%Elim). Las fracciones afectadas al pasar por el mismo son: materia orgánica suspendida soluble (X_S) e inerte (X_I), nitrógeno suspendido (XNH_4), fósforo suspendido (X_P), sólidos suspendidos totales (X_{SST}), volátiles (X_{SSV}), y volátiles no biodegradables (X_{SSVNB}). La calidad del efluente de salida fue estimado por la *Ecuación 1*, donde Xi,o refiere a las fracciones del influente al Dec1° y el producto de la derecha de la igualdad, a las fracciones del efluente.

$$\mathrm{Xi,o} = \mathrm{Xi} * \left(1 - \%\frac{\mathrm{Elim}}{100}\right) \qquad \textit{Ecuación 1}$$

En esta unidad, se modifican, por lo tanto, los valores de DBO_5 y DQO. El cálculo implementado permite conocer también las características del fango 1°. Para estimar su producción, se utilizó la *Ecuación 2*, donde Qwp es el caudal de purga, X_{SST} es la concentración de sólidos en la purga fijada en 25 kg/m^3 y ΔX_{SST} la diferencia de sólidos entre la entrada y la salida.

$$Qwp = Qmed * \frac{\Delta XSST}{XSST} \qquad \textit{Ecuación 2}$$

Tratamiento secundario:

Se diseñó en bloque considerando el grado de depuración alcanzado luego de atravesar las etapas Reactor Anóxico ($R_{ANÓXICO}$)- Reactor Aeróbico ($R_{AERÓBICO}$)-Decantador secundario (Dec2°).

Los parámetros cinéticos de las bacterias heterótrofas y autótrofas fueron tomadas del modelo ASM2d (*Activated Sludge Model No. 2 d)* (Henze, Gujer, and Mino 1999) y estimados para una temperatura de trabajo de 20°C. Se consideró que las bacterias heterótrofas y autótrofas actúan en el R_{AN} mientras que en el R_{AE} actúan principalmente las heterótrofas. Los parámetros se mantuvieron para ambos tipos reactores, variando únicamente la velocidad de crecimiento de las bacterias heterótrofas ($\mu mH_{ANÓX}$) a un valor de 1.82 d^{-1} (Tabla 2).

Tabla 2: Parámetros para bacterias heterótrofas y autótrofas

Parámetro	Bacterias Heterótrofas	Parámetro	Bacterias Autótrofas	Unidades
µmH - $\mu mH_{ANÓX}$	2 - 1.82	µmA	0.8	d^{-1}
Y_H	0.6	Y_A	0.24	g cel(DQO)/g $N\text{-}NH_4^+$
b_H	0.2	b_A	0.15	d^{-1}
Ks	10	K_{NH}	1	gDQO/m^3
fD_H	0.2	fD_A	0.1	-

µm: velocidad específica de crecimiento de las bacterias; **Y:** rendimiento de biomasa por gramo de nitrógeno consumido; **b:** velocidad de muerte de bacterias; **K:** constante de consumo del sustrato; **fD:** factor de conversión

Para el diseño se fijó un Tiempo de Retención Celular (Θc) de 5 días y un contenido de sólidos en el efluente de los reactores de 3000 g SST/m^3. Las *ecuaciones 3, 4 y 5* muestran las concentraciones de sustrato y de nitrato depuradas en el módulo de reactores, y el balance de biomasa, respectivamente.

$$SS\left(\frac{gr}{m3}\right) = \frac{KS.\left[\frac{1}{\theta c} + bH\right]}{\mu H - \left[\frac{1}{\theta c} + bH\ \right]}$$ *Ecuación 3*

$$SNo\left(\frac{gr}{m3}\right) = SNo, o + \frac{[\mu mA * SNH * XA]}{YA - [KnH + SNH]} * \theta c$$ *Ecuación 4*

$$Q\Delta X = (1 + fDH.bH.\theta C).VAER.XH + (1 + fDA.bA.\theta C).VAER.XA\theta C$$ *Ecuación 5*

Se determinó el volumen de reacción anóxico y aeróbico necesario en función de los criterios seleccionados. El decantador secundario (Dec2°) fue diseñado para garantizar una concentración de sólidos en el efluente de salida de 30 g SST/m^3. Se consideró la recirculación de nitratos de $R_{AERÓBICO}$ al $R_{ANÓXICO}$ y la recirculación de fango 2° desde el Dec2° al $R_{ANÓXICO}$.

Recolección e identificación de macro y microalgas

Las algas fueron recolectadas a orillas del Río Limay, Neuquén, Argentina. En el laboratorio, se procedió a su identificación utilizando un microscopio óptico: las macroalgas fueron identificadas como *Spirogyra sp.* dada la distribución helicoidal de cloroplastos, y, las microalgas fueron identificadas como *Chlorella sp.* dada su forma esférica y su color verde claro característico (Figura 2). En este trabajo, se emplearán indistintamente las palabras macroalgas y microalgas para referirse a *Spirogyra sp.* y *Chlorella sp*., respectivamente.

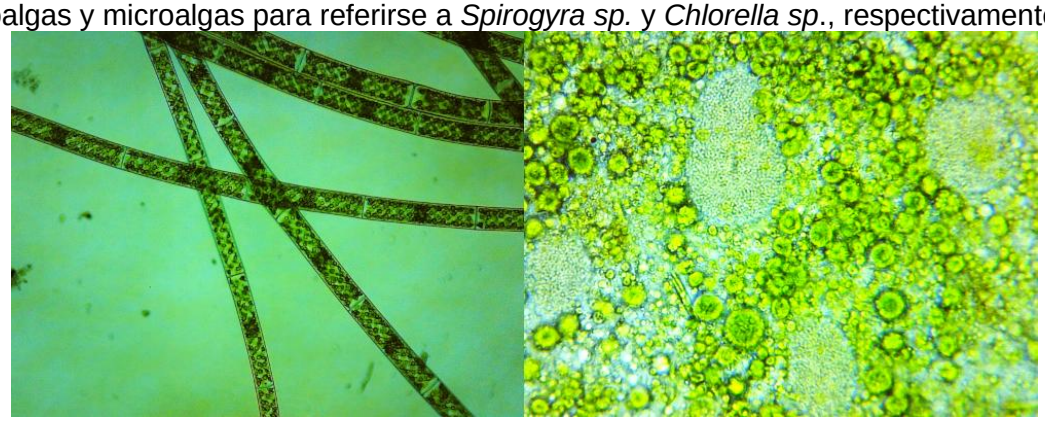


Figura 2. Imágenes tomadas con un microscopio óptico en donde se pueden observar macroalgas (izquierda) y microalgas (derecha), bajo un aumento de 40X.

Ensayos con macroalgas para el tratamiento de aguas residuales

Las muestras de aguas residuales se obtuvieron de una EDAR ubicada en la ciudad de Neuquén, Argentina: una primera muestra se recolectó luego del pretratamiento y la denominaremos agua residual cruda (ARC), y una segunda muestra, se recolectó luego del proceso de tratamiento de fangos activados, y corresponde al agua residual tratada (ART).

Las macroalgas fueron pesadas y colocadas dentro de dos recipientes de 500 ml cada uno. En uno de estos recipientes (R_{ARC}) se agregaron 44.6 g de macroalga y ARC, mientras que en el otro recipiente (R_{ART}) se agregaron 45.7 g de macroalga y ART. El ensayo se llevó a cabo utilizando la metodología de cultivo continuo durante 93 días,

recargando el agua evaporada de manera diaria, lo que garantizó un TRH de 10 días. Se proveyó luz artificial y aireación de manera intermitente (Ge, Madill, and Champagne 2018).Para evaluar la influencia de la magnitud de la aireación en el crecimiento de las macroalgas y su capacidad de depuración, el ensayo se dividió en dos modalidades: una de ellas con elevada aireación (5 ± 0,5 mg O_2/L); y la otra con baja aireación (0,5 ± 0,5 mg O_2/L). Si bien la lectura del nivel de oxígeno permite determinar el nivel de aireación suministrado al sistema, también provee O_2 y CO_2, siendo este último componente esencial para el desarrollo de las macroalgas.

Ensayos con microalgas para el tratamiento de purines

Se realizó un cultivo de microalgas a escala de laboratorio, agregando una muestra de las microalgas recolectadas a un fotorreactor de 500 ml de capacidad, aireado de manera continua, llenado con 350 ml de un medio con nutrientes siguiendo las recomendaciones de Szwaja et al. (2016), e irradiado continuamente con una fuente de luz LED de 25 W y 640 lm, alcanzando una temperatura de trabajo de 25 ± 2 °C. La concentración de biomasa se determinó por un método gravimétrico.

Con el objetivo de estudiar el crecimiento y capacidad de depuración de las microalgas, se utilizaron una serie de fotorreactores de 250 ml de capacidad total con 200 ml de volumen útil. Cada uno de estos fotorreactores se llenó con determinada concentración de Purín de Cerdo (PC), inóculo de microalgas y un medio nutritivo, con la excepción del ensayo control al cuál no se le agregó PC. Las condiciones experimentales para el desarrollo de este ensayo fueron las mismas que las empleadas para el cultivo de las microalgas. El ensayo duró 21 días. Se compararon cuatro concentraciones de PC: 5, 10, 20 y 40 % v/v. Los ensayos se realizaron por triplicado y la concentración del inóculo de microalgas fue de 0.64 g/L para todos los fotorreactores, incluido el ensayo control.

Depuración de nutrientes con algas

Se consideró que el efluente del Dec2° pasaría por un sistema con algas antes de ser erogado de la EDAR propuesta, presentándose dos tratamientos posibles: con macroalgas (Alternativa 1) o con microalgas (Alternativa 2). Con el objetivo de poder estimar áreas superficiales necesarias para la depuración con algas, se plantearon los siguientes criterios de diseño:

- Concentración promedio de algas en la pileta de tratamiento, Xalgal = 9000.00 g/m³
- Caudal medio, Qmed=7250,00 m³/d
- Concentración inicial de nitratos, SNO_3 = 25.00 g/m³
- Concentración inicial de fosfatos, SPO_4 = 1.90 g/m^3
- Porcentaje consumido de nitrato por las algas, N-NO_3 = 80.00%
- Altura de la pileta de tratamiento, h=1.00 m

Se definió la velocidad específica de consumo para la especie i (qi) (Ecuación 6).

$$qi = \frac{\Delta \mathrm{i}}{\Delta \mathrm{Xalgal} * \mathrm{d}}$$ *Ecuación 6*

en donde Δi representa la cantidad de especie i consumida en gramos, Δxalgal indica la cantidad de biomasa algal generada en gramos, y d es la cantidad de días necesarios para que tenga lugar dicho consumo de la especie i y se produzca la biomasa algal. Es decir que se asumió que la producción de biomasa estaba directamente vinculada con el consumo de la especie i.

RESULTADOS

Cálculo de una EDAR basada en el tratamiento con fangos activados

Para considerar de manera completa los procesos ocurridos en la EDAR, se presenta por un lado la producción de sólidos obtenidos en las etapas de rejas, desarenador y decantadores 1° y 2° (Tabla 3), y por otro, lo grados de eliminación de materia orgánica y nutrientes alcanzados en el tratamiento primario y secundario (Tabla 4).

Tabla 3: Eliminación de sólidos en la EDAR

	Tipo de residuo	Cantidad	Unidades
Rejas gruesas	Sólidos de gran tamaño	34.72	l/d
Rejas finas	Sólidos de mediano tamaño	252.69	l/d
Desarenador	Arena y grava	108.75	l/d
Decantador 1°	Fango 1°	54	m^3/d
Decantador 2°	Fango 2°	155	m^3/d

Los sólidos retenidos por las unidades de pretratamiento pueden ser gestionados mediante su deposición en un relleno sanitario, mientras que los fangos 1° y 2° pueden ser tratados mediante digestión anaeróbica para su estabilización y obtención de energía.

Tal como puede observarse en la Tabla 4, con el esquema anóxico-aerobico propuesto logran alcanzarse los límites de vertido para DBO, DQO y $N\text{-}NH_4$, pero no así para nitrógeno total (N_T) y fósforo total (P_T). Resulta necesario un sistema de tratamiento complementario que permita reducir dichos valores a límites de vertido. El volumen total de reactores calculado es de 2338.79 m^3. Considerando una altura de 2 m, el área superficial requerida sería de 1169.39 m^2 y considerando una altura de 4 m, 584.69 $m^{2.}$

Tabla 4: Eliminación de materia orgánica y nutrientes hasta el tratamiento secundario

Parámetro	Influente	Salida de tratamiento 1°	Salida de tratamiento 2°	Requisitos de vertido
DBOlim (g/m^3)	517.24	206.90	13.26	50.00
DBO 5 (g/m^3)	346.55	138.62	8.88	-
DQO (g/m^3)	862.07	551.72	180.41	250.00
$N\text{-}NO_3$ (g/m^3)	33.62	33.62	25.00	-
$N\text{-}NH_4$ (g/m^3)	18.1	7.24	0.78	3.00
N_T (g/m^3)	51.72	40.86	25.78	10.00
P_T (g/m^3)	31.03	25.45	1.90	1.00

Ensayos con macroalgas para el tratamiento de aguas residuales

La remoción de $N\text{-}NH_4$ en ambos tipos de agua ocurre eficientemente con baja aireación, mientras que la remoción $N\text{-}NO_3$ requiere de alta aireación. Para $P\text{-}PO_4$, requerimiento de aireación parece depender del tipo de agua residual (Tabla 5).

Tabla 5: Porcentajes de eliminación de nutrientes por macrogalgas

	R_{ARC}		R_{ART}	
	Alta Aireación	Baja Aireación	Alta Aireación	Baja Aireación

$N\text{-}NH_4$	48.2 ± 33.5	86.7 ± 10.8	28.7 ± 41.6	38.7 ± 32.0
$N\text{-}NO_3$	18.1 ± 29.8	1.5 ± 3.3	20.6 ± 20.0	1.3 ± 1.8
$P\text{-}PO_4$	5.9 ± 124.6	24.4 ± 28.9	14.5 ± 23.1	0.5 ± 1.2

Dado que el efluente del tratamiento secundario se asimila al ART del ensayo, podemos observar, según los resultados obtenidos para R_{ART}, que para garantizar que la remoción de $N\text{-}NO_3$ y $P\text{-}PO_4$ sea máxima, deberá proveerse una alta aireación en las piletas de tratamiento con macroalgas.

Ensayos con microalgas para el tratamiento de purines

En la Tabla 6 se muestran los porcentajes de eliminación de $P\text{-}PO_4$, $N\text{-}NH_4$ y de biomasa desarrollada (X), con un promedio de 93.40 ± 4.97% (n=4), 85.55 ± 6.02% (n=4) y 198.70 ± 53.10% (n=4), respectivamente. Si los porcentajes de remoción se consideran extrapolables para el tratamiento de efluentes del tratamiento secundario, pude asumirse que las microalgas pueden contribuir significativamente a reducir el contenido de $P\text{-}PO_4$, presentando a priori una mayor eficiencia que las macroalgas.

Tabla 6: Porcentajes de eliminación de fosfato y crecimiento de biomasa para microalgas, para diversas diluciones de PC

D %v/v	$P\text{-}PO_4$ (%)	$N\text{-}NH_4$ (%)	X (%)
5	98.57 ± 0.30	89.10 ± 2.20	259.33 ± 46.74
10	94.24 ± 2.53	88.00 ± 3.10	211.27 ± 22.36
20	94.13 ± 2.23	85.40 ± 2.40	130.92 ± 54.79
40	86.62 ± 0.68	79.70 ± 4.00	193.30 ± 48.24

Depuración de nutrientes con algas

Los resultados obtenidos tanto de macro como de microalgas, junto a resultados presentados por Gonçalves, Pires, and Simões (2017), permitieron definir dos velocidades específicas de consumo: qNO_3, velocidad específica de consumo de nitratos; qPO_4, velocidad específica de consumo de fosfatos. En la Tabla 7 se muestran los valores de qNO_3 y qPO_4 para las algas utilizadas en este trabajo. Puede observarse que las macroalgas presentan mayores velocidades específicas de consumos de nitratos, mientras que las microalgas de fosfatos.

Tabla 7: Velocidades específicas de consumo de nitratos (qNO_3) y fosfatos (qPO_4), tanto para micro y macroalgas.

	qNO_3 (g/g.d)	qPO_4 (g/g.d)
Microalgas	$6.96x10^{-3} \pm 4.81x10^{-5}$	$7.37x10^{-4} \pm 3.48x10^{-4}$
Macroalgas	$3.60x10^{-3} \pm 2.30x10^{-4}$	$1.33x10^{-4} \pm 4.17x10^{-5}$

Una vez obtenidas las qNO_3 y qPO_4, se procedió a calcular el volumen y área superficial de la pileta necesaria para la depuración con algas, la cantidad de NO_3 y PO_4 consumido, y sus respectivas concentraciones en el efluente final (Tabla 8).

Tabla 8: Valores de nitratos y fosfatos consumidos y área superficial de depuración requerida con micro o macroalgas.

	Microalgas	Macroalgas
SNO_3-efluente (g/m^3),	5.00	

SNO_3 consumido (%)	80.00	
SNO_3 consumido (g/d)	36250.00	
SPO_4-efluente(g/m^3)	1.37	1.71
SPO_4 consumido (%)	27.87	9.75
SPO_4 consumido (g/d)	3839.54	1342.59
Área superficial (m^2)	578.8	1118.83

La Tabla 8 muestra que, mediante la implementación de cualquiera de los tratamientos con algas, se logra alcanzar los límites de vertido para N_T por eliminación de SNO_3 y aproximar al valor requerido para P_T, mediante la reducción de SPO_4. Para iguales porcentajes de remoción de SNO_3, la eliminación de SPO_4 es más eficiente en las piletas con microalgas (27.87%) que con macroalgas (9.75%), y el proceso requiere un área superficial 1.93 veces menor. No obstante, debe considerarse que la manipulación de macroalgas verdes filamentosas, como es el caso de *Spirogyra sp*., es más sencilla comparada con la manipulación de microalgas como *Chlorella sp*. La primera permite su empleo sobre estructuras soporte en superficies, facilitando su retiro y/o movimiento, mientras que para la segunda es necesario emplear una etapa de separación previa antes de verter el efluente.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta permite vincular dos tecnologías de tratamiento de aguas residuales que acopladas permiten alcanzar una calidad del efluente de salida de la EDAR que cumple con los requisitos de vertido establecidos por la legislación.

El sistema de tratamiento por fangos activados permite altos valores de remoción de carga del influente en un área superficial similar a la implicada en el tratamiento con algas para alcanzar los límites de vertido, con cargas considerablemente menores. Esto da cuenta del gran área superficial que sería requerida si solo se tratase el influente con algas.

Los resultados experimentales permitieron demostrar la eficiencia de las macroalgas y las microalgas para la depuración de nutrientes, mostrando velocidades específicas de consumo de NO_3 mayores *Spirogyra sp*. y velocidades específicas de consumo de PO_4 mayores para *Chlorella sp.* El tratamiento con algas dimensionado permite el ciclado de 36.25 kg de N-NO_3/día y entre 13.42 y 38.39 kg de P-PO_4/día, evitando favorecer procesos de eutrofización por su vertido directo, y generando biomasa factible de ser aprovechada en términos energéticos.

REFERENCIAS

Christenson, Logan, and Ronald Sims. 2011. “Production and Harvesting of Microalgae for Wastewater Treatment, Biofuels, and Bioproducts.” *Biotechnology Advances* 29 (6): 686–702. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.05.015.

Gatti, Marcela N., Aurora Seco, and José Ferrer. 2018. “Calibration Procedure of the Biological Nutrient Removal Model Number 1.” *Journal of Environmental Engineering (United States)* 144 (2): 1–10. https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001313.

Ge, Shijian, Max Madill, and Pascale Champagne. 2018. “Use of Freshwater Macroalgae Spirogyra Sp. for the Treatment of Municipal Wastewaters and Biomass Production for Biofuel Applications.” *Biomass and Bioenergy* 111: 213–23. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.03.014.

Gonçalves, Ana L., José C.M. Pires, and Manuel Simões. 2017. “A Review on the Use of Microalgal Consortia for Wastewater Treatment.” *Algal Research* 24: 403–15. https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.008.

Henze, Mogens, Willi Gujer, and Takahashi Mino. 1999. “Activated Sludge Model Asm2d.” *Water Science and Technology*.

Ho, Shih-Hsin, Yi-Di Chen, Wen-Ying Qu, Fei-Yu Liu, and Yue Wang. 2019. *Algal Culture and Biofuel Production Using Wastewater*. *Biofuels from Algae*. Second Edi. Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64192-2.00008-1.

Ji, Min Kyu, Reda A.I. Abou-Shanab, Jae Hoon Hwang, Thomas C. Timmes, Hyun Chul Kim, You Kwan Oh, and Byong Hun Jeon. 2013. “Removal of Nitrogen and Phosphorus from Piggery Wastewater Effluent Using the Green Microalga Scenedesmus Obliquus.” *Journal of Environmental Engineering (United States)* 139 (9): 1198–1205. https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000726.

Metcalf, E, and E Eddy. 1995. *Ingeniería de Aguas Residuales, Vertido y Reutilización*. McGrow-Hill. Madrid, España.

Mulbry, Walter, Shannon Kondrad, Jeffrey Buyer, and Devanand L. Luthria. 2009. “Optimization of an Oil Extraction Process for Algae from the Treatment of Manure Effluent.” *JAOCS, Journal of the American Oil Chemists’ Society* 86 (9): 909–15. https://doi.org/10.1007/s11746-009-1432-1.

Neveux, N., M. Magnusson, L. Mata, A. Whelan, R. de Nys, and N. A. Paul. 2016. “The Treatment of Municipal Wastewater by the Macroalga Oedogonium Sp. and Its Potential for the Production of Biocrude.” *Algal Research* 13: 284–92. https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.12.010.

Szwaja, Stanisław, Marcin Debowski, Marcin Zieliński, Marta Kisielewska, Ewa Stańczyk-Mazanek, and Monika Sikorska. 2016. “Influence of a Light Source on Microalgae Growth and Subsequent Anaerobic Digestion of Harvested Biomass.” *Biomass and Bioenergy* 91: 243–49. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.05.031.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE RENDIMIENTO DE PROTOTIPOS DE DESTILADORES SOLARES CON REFORMAS CONSTRUCTIVAS

Demichelis, J. P.; Carletto, J. A.; - Masini, O.

Laboratorio de Energías Renovables
Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias
Universidad Nacional de San Luis
Avda. 25 de Mayo 384 - 7530 - Villa Mercedes - San Luis - Argentina
Tel - Fax: 054 2657 531000 -
e-mail: jdemiche@email.unsl.edu.ar

RESUMEN:

Se presenta en este trabajo el análisis estadístico de los resultados obtenidos tras ensayar seis prototipos de destiladores solares a los que se les practicaron diversas reformas constructivas con el fin de aumentar su rendimiento. Todos los prototipos son destiladores del tipo de batea liviana, de tamaño reducido, los que tienen distintas transformaciones en su construcción, en algunos casos simplemente cambia la cubierta superior utilizando superficies vidriadas de distinta transmitancia y en otros casos se utilizan precalentadores de agua por doble vidriado, el cual se localiza en distintos lugares dependiendo del prototipo. Se presentan la descripción de los prototipos y la metodología de trabajo y los resultados obtenidos de un análisis estadístico realizado mediante software computacional. El análisis estadístico ratifica los resultados expuestos con anterioridad.

Palabras Clave: Destilación Solar; Energía Solar; Estadística.

ABSTRACT: The statistical analysis of the results after testing six prototypes of solar stills whith constructive reforms in order to increase their performance is presented in this work. All the prototypes are reduced size light pan distillers, which have different transformations in their construction, in some cases simply change the upper cover using glass surfaces of another transmission and in other cases double glaze water preheaters are used, which is located in different places depending on the prototype. Its presented: the description of the prototypes and the work methodology and the results obtained from a computer software statistical analysis. The statistical analysis confirms the results presented previously.

Keywords: Solar Distillation; Solar energy; Statistics.

INTRODUCCIÓN

Como ya se sabe, la destilación solar es una alternativa ecológica y económica para la producción de agua destilada de calidad, (Carletto et al., 2014) que posee como gran ventaja que no se necesita ni electricidad ni agua de enfriamiento para la condensación como los equipos comerciales compactos, los que consumen aproximadamente 1 KWh, de energía eléctrica y de 20 a 25 litros de agua generalmente potable (de red), que normalmente es arrojada a la red cloacal según estudios. (Fasulo et al., 2004).

Además de este ahorro energético y de agua, los destiladores solares de batea liviana producen un agua destilada de excelente calidad, con una conductividad específica, de entre 3 y 4 µs/cm. según (Fasulo et al., 1987) y es debido a que la evaporación es lenta (sin turbulencia), lo que implica una minimización de la posibilidad de contaminación del producto a obtener, (Masini et al., 2012).

La construcción de los destiladores solares de batea es ampliamente conocida, una batea, con superficie de color negro, contiene el agua salobre. Esta batea posee una cubierta en su parte superior de un material de alta transmitancia a la radiación solar. Esta cubierta produce la condensación del vapor que se encuentra en el interior y desagua en canaletas situadas en los bordes de la bandeja. Los rayos solares atraviesan la cubierta y son absorbidos por el fondo, de color negro, de la batea, que contiene de 2 a 5 cm del agua cruda a destilar. A medida que se caliente el agua su presión de vapor sube, el vapor de agua condensa en la cara inferior del techo formándose una película uniforme de líquido que corre hacia las canaletas, que conducen el agua destilada a un tanque de almacenamiento. El destilador funciona como una trampa de calor, ya que el techo es transparente a la luz solar incidente, pero opaco a la radiación infrarroja emitida por el agua caliente. El techo impide que se escape el vapor y que el viento enfríe el agua salada. (Esteban et al., 2000).

Estos destiladores son utilizados desde el siglo XVII y prácticamente no han cambiado en su forma constructiva, sin embargo, estudios anteriores han mostrado que cambiado constructivamente parte de la superficie vidriada a modo de lograr una cámara de agua “a destilar” entre dos vidrios, produce un precalentamiento del agua que ingresa al destilador, y un enfriamiento de la superficie de condensación, que mejora el rendimiento, y cuyos resultados fueron presentados con anterioridad (Carletto et al., 2014 y Carletto et al., 2016.)

Estas investigaciones mostraron resultados contundentes, con las reformas constructivas se logró obtener mejoras en el rendimiento de hasta un 82 % (Carletto et al., 2016.)

Además de las reformas constructivas, también se realizaron pruebas con prototipos donde se utilizó para la cubierta superior distintos tipos de vidrios, concretamente DVH (doble vidrio hermético) en la cubierta superior, y otro con vidrio difuso de 2 mm de espesor, con lo que se obtuvieron algunos resultados interesantes y que fueron expuestos por (Carletto et al., 2019) donde se expone que la utilización de un vidrio difuso mejora el rendimiento hasta en un 32%.

Debido al espacio físico y equipamiento disponible para los ensayos, y debido al mismo avance de la investigación, los prototipos no se ensayaron en forma conjunta, por lo que no se puede hacer una comparación directa entre los rendimientos de todos los prototipos estudiados. Es por ello, que se presenta en este trabajo un análisis estadístico utilizando el software estadístico R en su versión 4.0.2.

Si bien se pudo hacer un análisis completo mediante el software se vuelcan por simplicidad algunos gráficos y tablas que son de fácil interpretación. La relación entre la temperatura, radiación y producción de agua destilada, y un gráfico comparativo de caja y bigote muestran de manera muy simple el funcionamiento de los destiladores, los que son analizados también en forma numérica.

DESCRIPCIÓN DE LOS PROTOTIPOS ESTUDIADOS

La construcción y características de los distintos prototipos utilizaos ya fue presentada en detalle por Masini et al., 2013 y Carletto et. al. 2014 y Carletto et. al. 2019, por lo que solo se repetirán los detalles menores para la correcta lectura del trabajo.

Todos los prototipos de destiladores solares fueron fabricados con materiales livianos, económicos y de fácil utilización y de tamaño pequeño (30 cm * 40 cm), aproximadamente 0,12 m^2 de área de calentamiento.

Los dispositivos constan de la batea construida a partir de una fuente enlozada y de una cubierta que contiene el condensador vidriado, los canales colectores de agua destilada y laterales de apoyo y cierre con la batea.

En algunos prototipos existe una doble cubierta de vidrio por donde circula agua cruda formando una fina película de agua, que se precalienta antes de entrar a la batea y adicionalmente refrigera superficie de condensación como ya fue expuesto en trabajos anteriores.

En todos los casos la cubierta superior está construida con vidrio común (también llamado vidrio de sílice, cal y sosa o monolítico) de 4 mm.

En dos prototipos el vidrio principal de la bubierta, el que mas radiación recibe fue reemplazado en uno por Doble vidrio hermético (DVH) 4+9+4 (dos vidrios de 4mm separados por una cámara de 9 mm) y en otro por un vidrio antireflex de 2 mm.

Los equipos están independizados en la alimentación de agua con válvula de corte y flotante y una regulación indirecta como se observa en la siguiente figura.

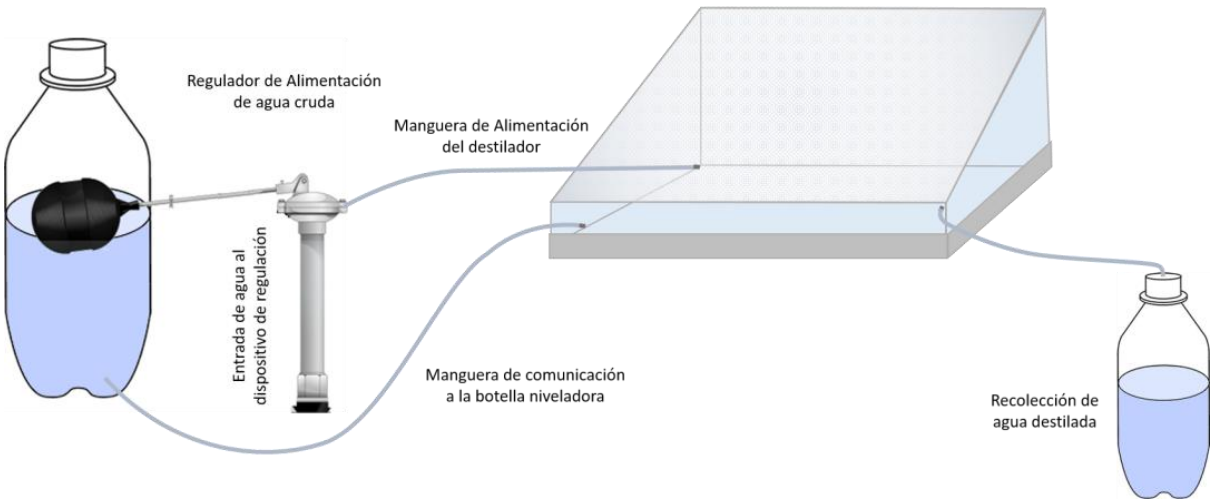


Figura 1: Esquema de funcionamiento

Las siguientes fotografías muestran cuatro equipos en funcionamiento

Figura 2: Fotografía de los destiladores en funcionamiento

Si bien los equipos se ensayaron en distintos períodos de tiempo, hay suficientes muestras como para hacer un análisis estadístico comparativo entre ellos. En resumen, se desarrollaron ensayos con los prototipos y períodos de tiempo descriptos en la Tabla 1 durante los cuales se controló diariamente la cantidad de agua destilada obtenida por cada destilador, en algunos días no se pudo controlar el rendimiento, o debido a fallas en los equipos, se descartaron las muestras obtenidas por lo que el total de muestras analizadas se expresan en la cuarta columna de la misma tabla para cada destilador. Adicionalmente se tomaron los valores de las variables climáticas necesarias de una central meteorológica del Laboratorio de Energías Renovables (LER) de la facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de San Luis, temperatura y radiación, para analizar el comportamiento con base en estos parámetros.

Prototipo	Descripción	Períodos de tiempo ensayado	Cantidad de mediciones
Equipo 1	Equipo estándar sin modificaciones constructivas	1/1/2015 al 18/8/2016 6/1/2017 al 14/9/2017 2/1/2018 al 8/12/2018 16/2/2019 al 28/9/2020	1271
Equipo 2	Equipo con cámara de intercambio por doble vidriado en la mitad del vidrio superior.	1/1/2015 al 18/8/2016 6/1/2017 al 14/9/2017 2/1/2018 al 8/12/2018	997
Equipo 3	Equipo con cámara de intercambio por doble vidriado en la totalidad del vidrio superior.	1/1/2015 al 18/8/2016 6/1/2017 al 14/9/2017 2/1/2018 al 8/12/2018	968
Equipo 4	Equipo con cámara de intercambio por doble vidriado en el vidrio posterior.	1/1/2015 al 18/8/2016 6/1/2017 al 14/9/2017 2/1/2018 al 8/12/2018	1358
Equipo 5	Equipo estándar con Vidrio superior difuso	16/2/2019 al 28/9/2020	368
Equipo 6	Equipo estándar con Vidrio superior DVH	16/2/2019 al 28/9/2020	358

Tabla 1: Detalles de la información procesada

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

El análisis estadístico se realizó con la ayuda del entorno y lenguaje de programación destinado a tal fin: R en su versión 4.0.2., un software libre con una potencialidad importante para este tipo de análisis.

Si bien se realizaron diversos cálculos se muestra a continuación los resultados más relevantes.

En primer lugar, se presentan los gráficos de rendimientos de los diferentes prototipos de Destiladores respecto a la Temperatura, lo que se observa en el gráfico de la Figura 3.

En el gráfico se observa una relación importante entre la temperatura y la producción, lo que era esperable, y también se puede observar que ratificando los resultados anteriores, las pendientes del destilador con Medio Vidrio Atrás y del destilador con vidrio difuso son las mayores.

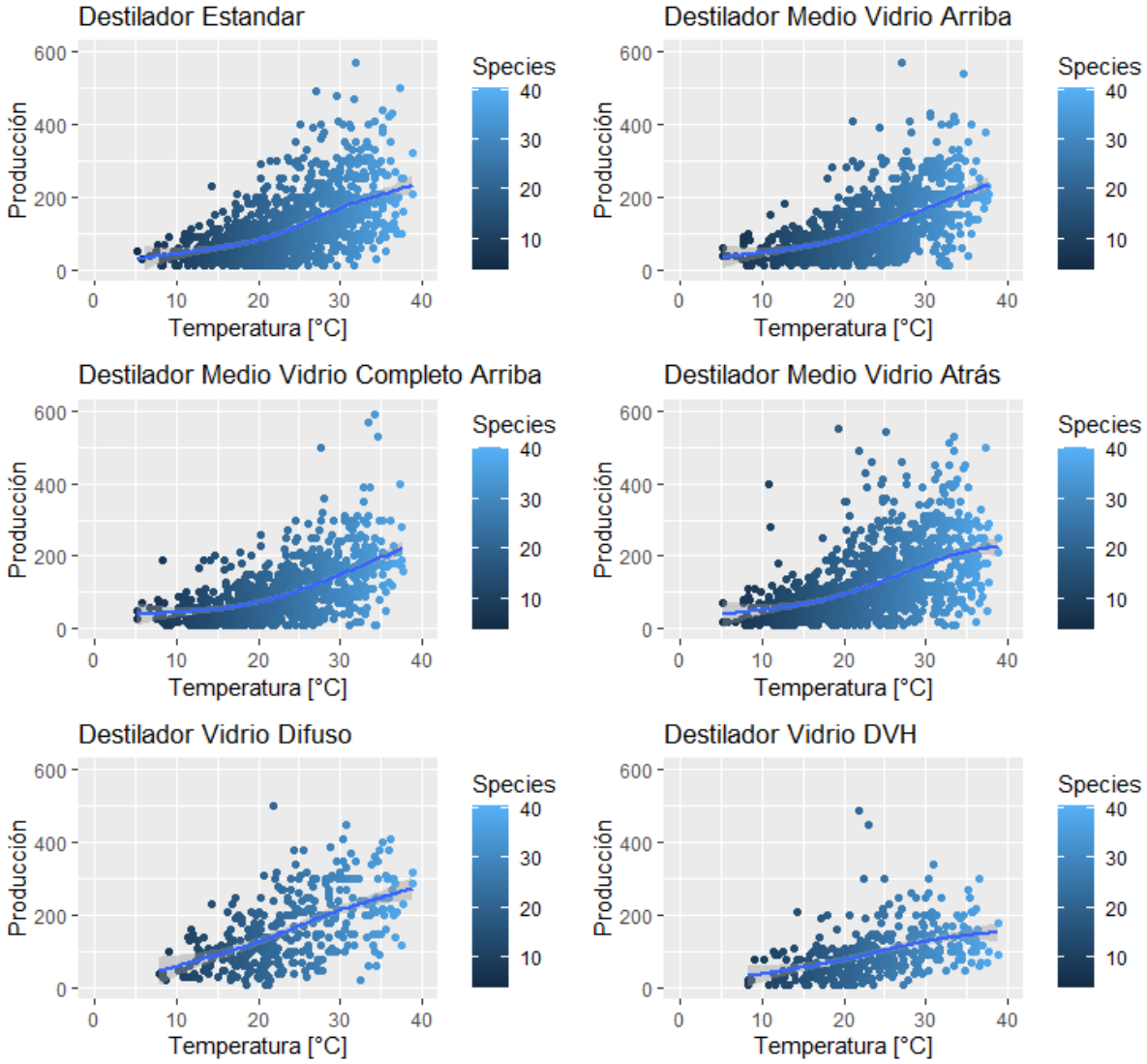


Figura 3: Relación entre producción de agua destilada y temperatura

Realizando la misma gráfica, pero con relación a la radiación solar (figura 4), se observa el mismo comportamiento con algunas diferencias.

Si bien se denota una mayor pendiente en los mismos destiladores (vidrio difuso y Medio vidrio doble en la parte posterior) se observa que la curva se aplana a radiaciones máximas fundamentalmente en estos dos prototipos. Además, se observa en los cuatro prototipos que se dispone de mayor cantidad de muestras, de una serie de puntos con buena producción de agua destilada alrededor de los 450 w/m2. Ambas situaciones, pero más aún esta última deberá investigarse para entender el motivo de dicho comportamiento.

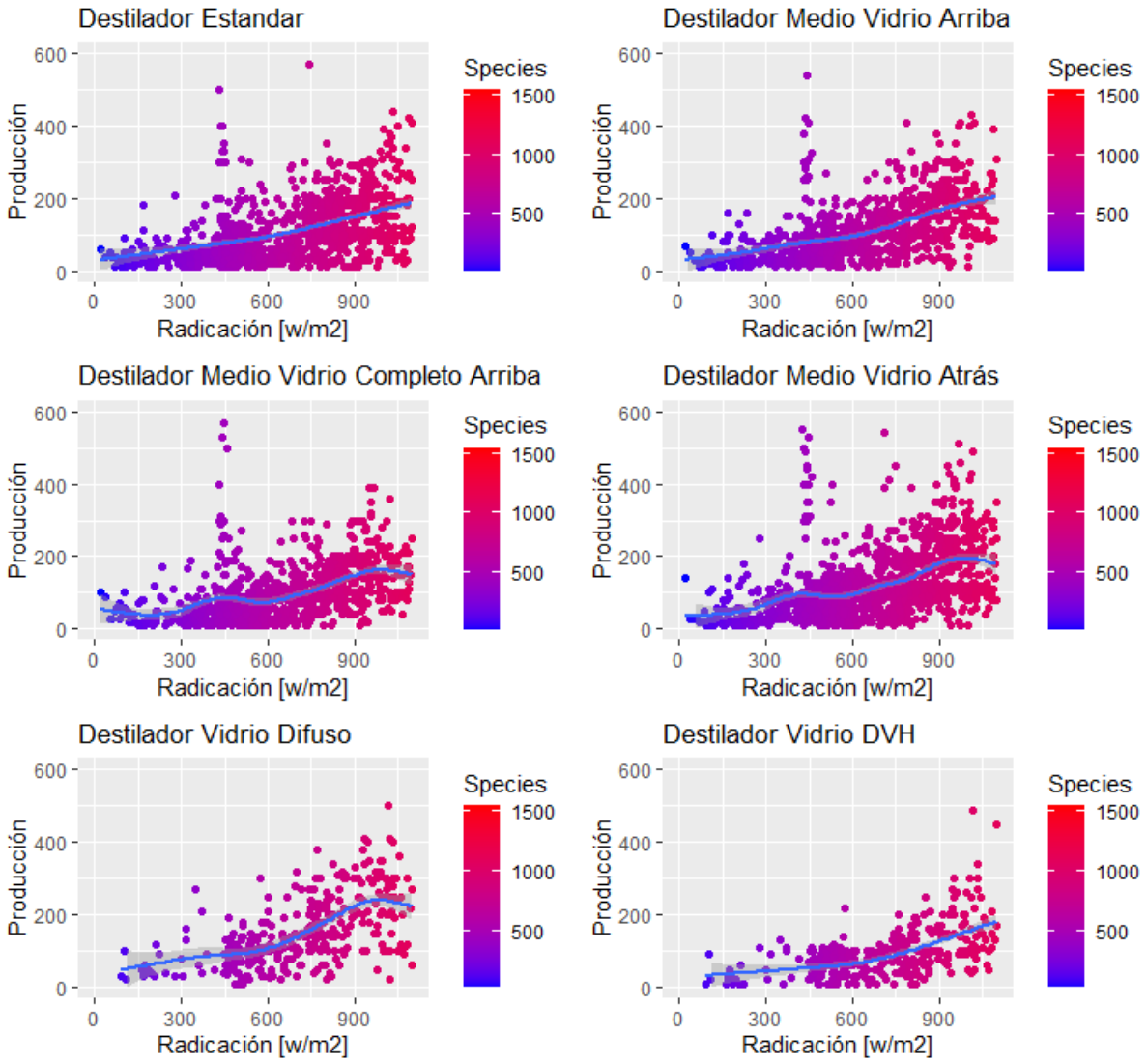


Figura 4: Relación entre producción de agua destilada y Radiación solar

Finalmente, en la figura 5, pueden verse los diagramas de caja y bigote correspondiente al rendimiento de los distintos prototipos lo que permite representar gráficamente y en forma estándar toda la serie de datos.

Un diagrama de caja constituye una gráfica que incluye la mediana, el primero y el tercer cuartil y cualquier dato atípico que se presente en una muestra. Los diagramas de caja son fáciles de comprender, pero hay una pequeña terminología asociada con ellos. El rango intercuartil es la diferencia entre el tercer y el primer cuartil. Observe que debido a que 75% de los datos son menores que el tercer cuartil y que 25% de los datos son menores que el primer cuartil, la mitad de los datos está entre el primero y el tercer cuartil. (Navidi, 2006).

Los gráficos nos permiten realizar un análisis en el ámbito de las estadísticas descriptivas, y denotan que en términos generales existe una simetría en la distribución de los datos correspondiente a todos los destiladores con una leve tendencia a leptocúrtica. En todos los casos si bien existen algunos datos atípicos son escasos lo que puede deberse incluso a algunos errores de lectura.

La curtosis es una medida que indica o mide lo plano o puntiaguda que es una curva de distribución. Cuando esta es cero, curtosis = 0, significa que se trata de una curva Normal. Si es positiva, quiere decir que la curva o distribución es más puntiaguda o levantada que la curva normal (curva leptocúrtica). Si es negativa quiere decir que es más plana (curva mesocúrtica). (Dicovskiy Riobóo, 2012).

El análisis del grafico muestra claramente el mejor comportamiento del destilador con vidrio difuso y por debajo el destilador con DVH.

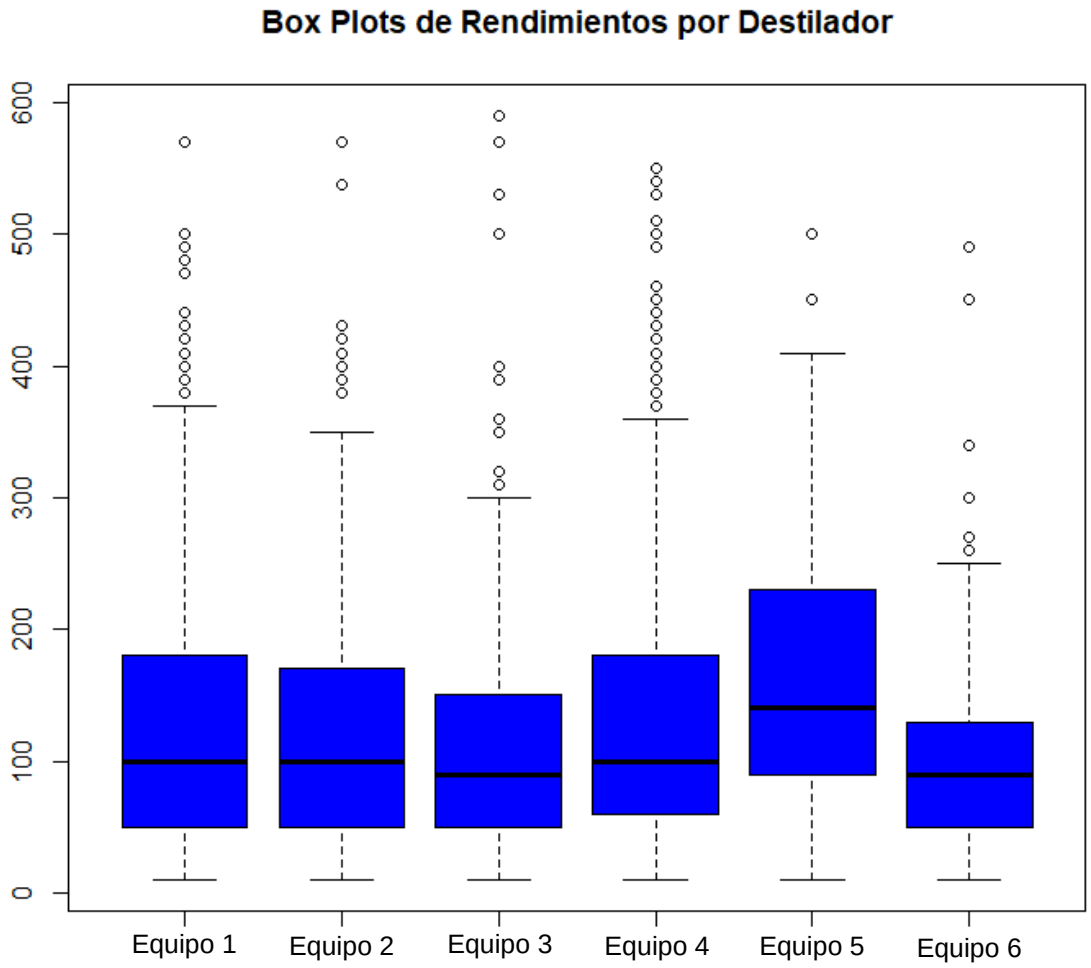


Figura 5: Diagrama de caja del rendimiento de los destiladores

En la tabla 2, se observan los valores correspondientes a rendimientos mínimos, máximos, mediana, media, primer y tercer cuartil.

Tabla 2: Resumen de resultados Mínimos, Máximos, Media y Mediana, primer y tercer cuartil.

Prototipo	Mín	1Q	Mediana	Media	3Q	Max
Equipo 1	10	50	100	124.1	180	570
Equipo 2	10	50	100	120.8	170	570
Equipo 3	10	50	90	106.9	150	590
Equipo 4	10	60	100	129.3	180	550
Equipo 5	10	90	140	163.4	230	500
Equipo 6	10	50	90	98.46	130	490

Cómo el análisis estadístico realizado reflejaba la no normalidad de los datos, se decidió por utilizar un método no paramétrico para el correcto análisis de los datos. Estos métodos son muy simples de usar y están disponibles en R mediante la librería ("PMCMR"). La principal diferencia es que el test no paramétrico establece la hipótesis en términos de la mediana y el test paramétrico usa la media.

El análisis unidireccional de varianza de Kruskal y Wallis por rangos o el análisis de van der Waerden se puede emplear una prueba de puntuación normal, si los datos no cumplen con los supuestos para ANOVA. La función posthoc.kruskal.dunn.test no evalúa las diferencias críticas, pero calcula el nivel de significancia correspondiente para la estimación estadísticas, ajustadas por cualquier método implementado en p-values.(Pohlert, 2014)

Se realiza una prueba para muestras independientes de H. de Kruskal-Wallis, cuyos resultados pueden observarse en la Tabla 3.

La prueba o test de Wilcoxon para muestras apareadas, se basa en el signo de los Rangos de Wilcoxon de las observaciones (posición o lugar que ocupan las observaciones dentro de la muestra ordenadas de menor a mayor, incluyendo empates), y tanto para muestras independientes como la prueba de Kruscal-Wallis se basan en la suma de Rangos de Wilcoxon de las observaciones.

Tabla 3: Resultados obtenidos para el método de Dunn's-test

Pairwise comparisons using Dunn's-test for multiple comparisons of independent samples					
	D1	D2	D3	D4	D5
D2	1.0000	-	-	-	-
D3	0.1749	0.0080	-	-	-
D4	0.0149	0.8262	2.9e-07	-	-
D5	2.4e-16	1.1e-12	< 2e-16	2.3e-09	-
D6	0.0201	0.0014	1.0000	1.0e-06	< 2e-16

Hipótesis:
H0 → las medianas son iguales
H1 → las medianas no son iguales

De esta manera como se observa en la Tabla 3, podemos analizar los niveles de significancia por pares de prototipo de destiladores, y teniendo en cuenta las hipótesis definidas, se parte que para que se cumpla la hipótesis de igualdad de medianas el p-value debe tener un valor igual o por encima de 0,05 de significancia.

Con estos supuestos podemos decir que, por ejemplo el comportamiento de los prototipos D1 y D2 son similares ya que tiene un p-value = 1 por encima del valor 0.05 de significancia. Lo mismo sucede con D1 y D3, D2 y D4 o con D3 y D6. Esto puede constatarse gráficamente en la Figura 5.

También podemos decir que a la inversa de los casos anteriores se da una gran disparidad del prototipo D5 con el reto de los destiladores y esto queda demarcado por el p-value en todos los casos que su valor es mucho menor al 0.05 de significancia planteado originalmente.

De esta manera concluimos que estos datos ratifican lo observado en los gráficos, donde se muestra claramente un mejor comportamiento del equipo 5 (vidrio difuso), en segundo lugar el prototipo con campara de intercambio en la parte posterior, aunque con un comportamiento muy similar al dispositivo estándar, y algo por debajo los dispositivos con vidrio de intercambio completo arriba y vidrio DVH.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos fueron los esperados, ya que de alguna manera, el análisis estadístico ratifica los resultados presentados en trabajos anteriores donde se analizaban los rendimientos en forma individual y por simple comparación. Si bien estadísticamente los resultados no son tan contundentes como se había observado, muestra claramente que el destilador con cámara de intercambio en la parte posterior y el destilador con vidrio difuso son los que ofrecen un mayor rendimiento, y en el caso de la utilización de un DVH como cubierta superior queda demostrado que es la peor configuración.

Estadísticamente hablando, el prototipo con cámara de intercambio en la parte posterior (Equipo 3) si bien es mejor, tiene un comportamiento muy similar al destilador estándar, por lo que probablemente no se justifique su construcción. Este resultado, está siendo reevaluado con destiladores de mayor tamaño y será objeto de futuras publicaciones.

Podemos concluir que el análisis ratifica que una combinación de vidrio difuso con cámara de intercambio en la parte superior sería la mejor opción para construir un destilador.

Finalmente queda para la investigación una serie de rendimientos alejados de la curva que se dan en varios prototipos para una radiación alrededor de 450 W/m2.

REFERENCIAS

Carletto J, Masini O, Gimeno, Demichelis J, Rodrigo V (2014) Estudio comparativo de rendimiento de destiladores solares con precalentadores de agua – V Congreso Internacional sobre Gestión y tratamiento integral del agua.

Fasulo, A., D.Perello y J.Follari (1997) Un Colector Solar Acumulador, Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente, 1, 1, 101 – 104.

Fasulo A. , J Follari , J Adaro ,J Marchesi ,L Odicino y R Monasterollo (2004) Planta de Destilación Solar-Eléctrica en la U.N.S.L. Actas de la 27a Reunión de trabajo de ASADES y 13ª de IASEE-Vol 8 pp 03 .07-10.

Fasulo A. , Cortinez V. Y Odicino L (1987). Planta de destilación solar de agua para la Facultad de Química Bioquímica y Farmacia de la UNSL. Actas de ASADES

Masini, O. Carletto J, Rodrigo L., Rodrigo V, (2012) Diseño de un destilador solar modular de agua, de bajo costo para la Facultad de Ingeniería y Ciencias Económico Sociales, Villa Mercedes, San Luis, evaluación de rendimiento y alternativas de optimización - ASADES 2012

Esteban C., Franco J. y Fasulo A. (2000) Destilador Solar Asistido Con Colector Solar Acumulador. Actas de ASADES

Carletto J, Masini O, Gimeno, Demichelis J, Rodrigo V (2014) Estudio comparativo de rendimiento de destiladores solares con precalentadores de agua – V Congreso Internacional sobre Gestión y tratamiento integral del agua.

Carletto J, Gimeno P, Demichelis J, Masini O Rodrigo V. (2016) Nuevo modelo de destilador solar con precalentador de agua, Prototipo y primeros resultados y comparativa con equipos similares – VI Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua.

Carletto J, Masini O, Demichelis J. (2019) Ensayo de superficies vidriadas de distinta transmitancia para destiladores solares – Primeros Resultados – Acta de la XLII Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 7, pp. 02.37-02.42, 2019. Impreso en la Argentina. ISBN 978-987-29873-1-2

Navidi, William (2006). ESTADÍSTICA PARA INGENIEROS. Editorial MCGrawn-Hill Interamericana. **ISBN 970-10-5629-9**

Dicovskiy Riobóo, Luis María (2012). Estadística Básica para Ingenieros, UNI- NORTE - SEDE REGIONAL. Estelí, Nicaragua

Software estadístico R. https://www.r-project.org/ (Versión 4.0.2) – Disponible fecha 28-09-2020

ELIMINACIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES, EMPLEANDO CATALIZADORES DE NANOPARTíCULAS DE COBRE SINTETIZADAS POR MÉTODOS VERDES Y SOPORTADOS SOBRE ESFERAS DE CELULOSA.

Nudel E.N. [1]; Olmos G. V.[1]; Devard A.[2]; Gutierrez L. B.[2]; Marchesini F. A.[2]; Taleb M. C.*[1]

1 Instituto de Tecnología Celulósica - Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2654, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina.
2 Instituto de Investigaciones en Catálisis y Petroquímica - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina.
*turtaleb@fiq.unl.edu.ar

RESUMEN

Los contaminantes emergentes (CE) son compuestos de distinto origen y naturaleza química que se encuentran diseminados en el medioambiente y cuya presencia causa riesgo de salud y problemas ambientales. Se han detectado frecuentemente en los efluentes acuosos de industrias químicas, farmacéuticas y petroquímicas, siendo los procesos de oxidación avanzada (POA), tales como oxidación catalítica húmeda con H_2O_2 (CWPO) una buena opción para tratarlos. En este trabajo se plantea la eliminación de estos contaminantes utilizando catalizadores preparados a partir de celulosa estructurada en esferas como soporte de nanopartículas de cobre. La forma esférica del catalizador estructurado se prepara por goteo en un baño ácido de regeneración de una solución de celulosa disuelta en mezcla de hidróxido de sodio y urea. Este soporte es de fácil recuperación, además de tratarse de una matriz orgánica, económica, renovable y biodegradable. Las nanopartículas de cobre se sintetizan *"in situ"* con un método ecológico, empleando ácido ascórbico como agente reductor. Las pruebas catalíticas para evaluar la eficiencia de estos catalizadores se realizan sobre la descomposición de fenol, que típicamente se emplea como molécula sonda de contaminantes emergentes**.** De todos los catalizadores analizados, el preparado a 80 ºC durante 4 h con 5 % de Cu inicial presentó la mayor deposición de cobre y el mayor porcentaje de conversión de fenol y de carbono orgánico total (COT). Sin embargo los resultados mostraron que la actividad de los catalizadores no está directamente vinculada con la concentración de cobre depositado en las esferas. Si bien deberá mejorarse la eficiencia de estos catalizadores respecto a la conversión de COT, resultan alentadoras las conversiones de fenol logradas a los 120 minutos de reacción, que en general fueron superiores al 90 %.

Palabras clave: celulosa regenerada; cobre; fenol; contaminantes emergentes.

Abstract

Emerging contaminants are frequently present in aqueous effluents of chemical, pharmaceutical, and petrochemical industries. The advanced oxidation processes, such as wet catalytic oxidation with H2O2 as oxidizing agent, are good alternatives for the elimination of these troubling substances. This work proposes the use of copper nanoparticles supported on structured cellulose beads. The beads were obtained from a solution of cellulose in sodium hydroxide and urea, which was added dropwise to an acid regeneration bath. The main advantages of this support are biodegradability, cost, and renewability; the spheres can easily be recovered from reaction medium. Cu active sites were synthesized in-situ by reduction with ascorbic acid. Catalytic activity was tested against aqueous solutions of phenol, a probe molecule for emerging contaminants. Oxidations were performed at atmospheric pressure and 25-80 °C, for a time period between 4 and 8 h, with a concentration of 1000 ppm. Efficiency was measured in terms of total organic carbon

conversion. The results show that the activity of the catalyst is not directly correlated to its copper concentration. While efficiency must be improved, phenol conversions greater than 90% were generally achieved after 120 minutes of reaction.

Keywords: regenerated cellulose; copper; phenol; emerging contaminants.

INTRODUCCIÓN

Los contaminantes emergentes (CE) son compuestos que se encuentran en muy bajas concentraciones en el agua, y que actualmente, empleando técnicas de pre-concentración y metodologías analíticas sensibles, han logrado detectarse y asociarse al desarrollo de diversos efectos adversos en la ecología y/o en los organismos (Stuart et al., 2012).

Para la eliminación de CE en efluentes acuosos, resultan ser útiles los Procesos de Oxidación Avanzados (POA), estos engloban un conjunto de tratamientos que degradan compuestos orgánicos complejos o simples como el fenol. Se caracterizan por generar radicales oxidantes altamente reactivos, capaces de degradar compuestos orgánicos a H_2O, CO_2 y sales minerales (Deng et al., 2015). Dentro de los POA se incluyen fotocatálisis, tratamiento con UV/H_2O_2, ozonización, oxidación húmeda con aire (WAO) y oxidación catalítica húmeda con aire (CWAO) o con peróxido (CWPO), siendo este último de interés en este trabajo. El uso de materiales catalíticos implica la optimización de las variables del proceso, como temperatura, presión y tiempo de residencia (Zapico et al., 2017). Como alternativa a la generación de radicales hidroxilos (HO·) se ha propuesto aprovechar las propiedades redox de las especies de cobre, principalmente el par Cu^{2+}/Cu^{+} (Xu et al., 2018; Moreno-Castilla et al., 2019).

En este sentido, el diseño de formulaciones catalíticas para estos tratamientos, que resulten activas, selectivas, estables y de bajo costo sigue siendo un desafío importante (Chiron et al., 2000). Existen numerosos trabajos que emplean catalizadores conteniendo cobre, entre ellos, recientemente Pan et al., (2020) utilizaron un catalizador con cobre Cu/UiO-66 a base de Circonio ligado a una red metal-orgánica (MOF), que resulta ser eficaz para la CWPO del 4-clorofenol. Por otra parte, Lozano et al. (2020) prepararon un catalizador basado en el MOF UiO-66 por síntesis asistida por microondas con especies de cobre altamente dispersas (Cu/UiO-66) y obtuvieron un buen desempeño en la oxidación con peróxido (CWPO).

En esta línea, la síntesis de nanopartículas metálicas y las propiedades derivadas son de gran interés debido al uso como materiales catalíticos. Para esta aplicación en fase acuosa es necesario inmovilizar las nanopartículas en sustratos sólidos, siendo la celulosa una matriz adecuada debido a que es uno de los materiales orgánicos más abundantes y disponibles en la tierra cuyas propiedades fisicoquímicas permiten una gran variedad de aplicaciones en el campo de los adsorbentes y catalizadores. No obstante, su uso en diferentes áreas está restringido por limitaciones derivadas de su estructura. Dado que el punto de fusión de la celulosa es superior a su temperatura de degradación, la disolución es la única vía para la formación de productos de celulosa regenerada, en forma de fibras, películas, membranas, esponjas o esferas (Navard, 2012, Weibl et al., 2018).

En la preparación de derivados de celulosa se utilizan pulpas especiales de alta pureza cuya accesibilidad y reactividad son factores muy importantes a considerar (Östberg y Germgard, 2012; Heinze et al, 2018-a). Los métodos de disolución de celulosa más utilizados son el proceso de viscosa y el de N-óxido N-metilmorfolina (NMMO). El primero aún domina los métodos industriales de disolución, con una producción anual mundial proyectada para el 2020 de alrededor de 6 millones de toneladas. Sin embargo, la preparación de solución de viscosa genera como residuos derivados del azufre que son altamente contaminantes.

Investigaciones actuales se centran en realizar disoluciones directas de celulosa, amigables con el medio ambiente en líquidos iónicos y en NaOH. El método de disolución en

líquidos iónicos tiene el potencial de disolver grandes cantidades de celulosa para la producción de fibras, compuestos de celulosa, aerogeles porosos, esferas, películas bioactivas y micropartículas funcionalizadas, pero es costoso y todavía se encuentra en estudio (Tan y Lee, 2012). En cambio, una vía interesante es la que utiliza soluciones acuosas de NaOH, con y sin aditivos (urea, tiourea, óxido de zinc), que tiene la ventaja de ser muy simple, barata y sin problemas de polución medioambiental.

La formación de productos regenerados a partir de celulosa disuelta ha cobrado interés ya que son fáciles de obtener, son biocompatibles, biodegradables, estables química y térmicamente (Wang et al., 2016; Heinze et al., 2018-b).

El objetivo de la presente investigación es desarrollar una ruta de síntesis conveniente de preparación de un catalizador, que conduzca a un balance general positivo en el que participen costos, tiempo, calidad del producto, rendimiento catalítico y efectos sobre el ambiente. Para ello, se presenta un método de deposición *"in situ"* de nanopartículas de Cu sobre esferas de celulosa regenerada para la eliminación de contaminantes en agua, empleando fenol como molécula prueba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Todos los reactivos químicos fueron de grado analítico y se usó agua desionizada. Se trabajó con una pulpa para disolver de eucalipto (95,3 % de α-celulosa) marca Solucell® proporcionada por la empresa Bahia Specialty Cellulose S.A. (Camacari, Brasil).

Preparación de disolución directa de celulosa en NaOH/urea

Para obtener la disolución de celulosa se mezcló la pulpa con una solución de NaOH 7 % m/m y urea 12 % m/m y se colocó en un baño termostatizado a -5 ºC, con agitación constante durante 30 minutos. Luego, para separar la celulosa no disuelta se centrifugó a 12000 rpm durante 15 minutos y la solución de celulosa se almacenó a baja temperatura (Olmos, 2016).

Preparación y caracterización del soporte

Como soporte del catalizador se usó celulosa regenerada (CR) en forma de esferas. El procedimiento de formación se realizó por goteo de solución de celulosa con bomba de jeringa a un caudal de 30 ml/h. Las esferas de celulosa se coagularon y regeneraron en un baño ácido de H_2SO_4 5 % m/v y Na_2SO_4 5 % m/v. Luego se lavaron hasta neutralidad y se almacenaron en heladera (Olmos et al., 2014).

El soporte de celulosa se caracterizó mediante análisis de imágenes de partículas húmedas por microscopía óptica (Olympus, BX51) provisto de cámara digital (Olympus E-330). La distribución de tamaño se determinó estadísticamente a partir de la medición de sus diámetros. Se calculó valor promedio, desviación estándar, coeficiente de variación y el diámetro se expresó teniendo en cuenta el valor estadístico según la distribución t al 95 % de nivel de confianza. La porosidad total se determinó por la relación entre el volumen de agua contenida en las esferas y el volumen total. Se cuantificó la masa de esferas húmedas (m_h), se secaron en estufa a 105 ºC y luego se cuantificó la masa seca (m_s) (Olmos et al., 2014). La porosidad se calculó con la Ecuación 1.

$$\% P = \left[\frac{(m_h - m_s)}{(\delta_{H_2O})}\right] / \left[\frac{(m_h - m_s)}{(\delta_{H_2O})} + \frac{m_s}{\delta_{cel}}\right] \qquad \text{Ec.(1)}$$

Siendo: δ_{H2O}: densidad del agua (0,998 g/cm^3)
δ_{cel}: densidad de la celulosa (1,519 g/cm^3)

Preparación y caracterización del catalizador

Las partículas de cobre se sintetizaron en las esferas de celulosa con una solución acuosa del precursor de acetato de cobre [$Cu(CH_3COO)_2$] al 1 y 5 % m/m de Cu en relación al soporte. El pH de esta solución se ajustó a 7,0 ± 0,1 (Liu et al., 2012) por agregado de un pequeño volumen de solución de HCl o NaOH 0,1 M. En un reactor conteniendo la solución de cobre y el soporte, se agregó con bomba jeringa una solución de L-ácido ascórbico 0,037 M como agente reductor. La mezcla se mantuvo a reflujo a 25 y 80 ºC con agitación magnética durante 4 y 8 h. Finalmente, el catalizador se filtró y se lavó con agua desionizada.

La cantidad de Cu en el catalizador se determinó por Espectroscopía de Absorción Atómica (EAA) y la observación de las distintas especies cristalinas se realizó mediante Difracción de rayos X (DRX, Shimadzu XD-D1).

Evaluación catalítica

La reacción de oxidación catalítica se llevó a cabo en un sistema discontinuo provisto de agitación magnética y reflujo, empleando 50 ml de solución de fenol (1000 ppm) y una masa de catalizador de manera que contenga 0,15 mg de Cu. La solución se calentó a 70 ºC, alcanzada esa temperatura se adicionó el catalizador seguido de 5 ml de H_2O_2 (100 Vol) y se dejó reaccionar durante 120 minutos. A intervalos fijos de tiempo se tomaron muestras del sobrenadante para determinar el contenido de fenol, por espectrofotometría a 500 nm mediante el método de la 4-aminoantipirina, según la Norma 5530-D del Standard Method for water assay. La conversión de fenol a diferentes tiempos de reacción se calculó teniendo en cuenta la concentración inicial de fenol. Al finalizar la reacción, en el sobrenadante se determinó el Carbono Orgánico Total (COT), según Norma ISO-8245 (1999).

RESULTADOS

Caracterización del soporte

Las esferas de celulosa formadas por goteo presentaron un diámetro promedio de 2,73 ± 0,03 mm y una porosidad total de 93,8 %. El coeficiente de variación resultó menor al 10 %, lo que indica que los diámetros de las esferas de celulosa mostraron una distribución homogénea.

Preparación del catalizador

La Tabla 1 muestra las diferentes condiciones de preparación de los catalizadores, carga de Cu inicial, temperatura y tiempo de tratamiento. A 25 ºC y 4 h, y con dos cargas diferentes de fase activa, 1 % y 5 % de Cu (C1-25-4 y C5-25-4), se puede apreciar que la cantidad de Cu depositado en el catalizador fue prácticamente la misma. En cambio, al mantener 4 h de reacción y aumentar la temperatura a 80 ºC, para una carga inicial de 1 % Cu (C1-25-4 y C1-80-4) se observa que retiene 38 % menos. Para el catalizador preparado con 5 % de Cu inicial (C5-25-4 y C5-80-4), la cantidad de Cu aumenta 88 % cuando la síntesis se realiza a la temperatura más alta. Por otro lado, al comparar entre 1 % y 5 % a 80 °C (C1-80-4 y C5-80-4) se produce un aumento del 92,4 % de cobre en el catalizador. Con la mayor carga de Cu y al aumentar el tiempo de reacción a 8 h (C5-80-4 y C5-80-8), la retención del Cu en el catalizador es más baja.

En las mismas condiciones de síntesis en el catalizador C5-80-4 se analizó la capacidad reductora de la celulosa. Para ello se sintetizaron las nanopartículas de Cu en ausencia del ácido ascórbico como agente reductor. En la Tabla 1, la muestra C5-80-4$^{\#}$

evidencia una muy baja retención de Cu comparado con el catalizador en presencia del reductor externo.

Tabla 1. Condiciones de preparación y cuantificación de Cu antes de la evaluación catalítica en catalizadores.

Catalizador	Cu $_{inicial}$ (%)	T (ºC)	Tiempo (h)	Cu $_{catalizador}$* (%)
C1-25-4	1	25	4	0,068
C5-25-4	5			0,063
C1-80-4	1	80		0,042
C5-80-4	5			0,546
C5-80-8			8	0,114
C5-80-4#			4	0,027

*Cu cuantificado por EAA
#Sin agente reductor L-Ácido Ascórbico

Caracterización del catalizador

En la Figura 1 se muestran los difractogramas de rayos X de la celulosa regenerada (CR) y de los catalizadores. El espectro del soporte de CR muestra la presencia de los picos característicos de Celulosa II en los ángulos 2θ igual a 21 º y 12,5 º (Moharram y Mahmoud, 2007), que confirma el tipo de estructura cristalina.

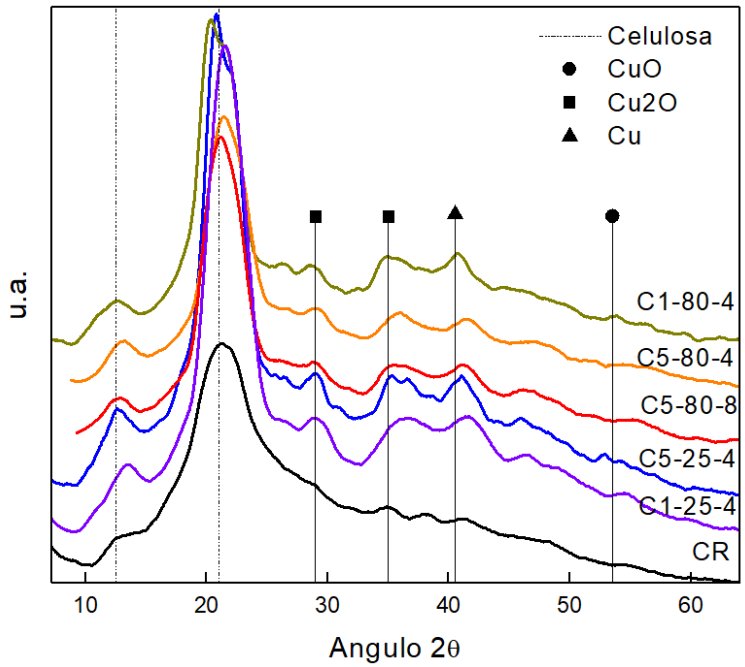


Figura 1. DRX del soporte de celulosa regenerada (CR) y de los catalizadores.

En el caso de los catalizadores, se observan difracciones debidas a especies de Cu en los ángulos 2θ mayores a 25 º, correspondientes a Cu^0 en 43,3° (Cu, ▲, PDF 4-836), Cu (I) en 29,0 y 36,4° (Cu_2O, ■, PDF 5-667) y Cu (II) en 53,3°(CuO, ●, PDF 80-1917). Este análisis permite sugerir que las nanopartículas estarían dispersas en el soporte y que las mismas no modifican la estructura cristalina de la celulosa (Muthulakshmi et al., 2019).

Evaluación catalítica

Para determinar las condiciones operativas en la evaluación catalítica, se consideran resultados de estudios previos con catalizadores de Cu/Al_2O_3 (Devard et al., 2019), donde analizaron el efecto de la temperatura tanto en la conversión de fenol como en la mineralización alcanzada. En estas experiencias observaron que a 25 °C y 40 °C las conversiones de fenol y de COT fueron bajas y la solución final resultó muy coloreada. Mientras que al aumentar a 70 °C lograron mejorar la conversión de fenol y la mineralización y la solución final fue incolora.

Para la evaluación catalítica en los catalizadores, primero se analizó el blanco de reactivos, es decir, la solución de fenol con H_2O_2 a 70 °C durante 120 minutos. Al final de la reacción la conversión de fenol fue muy baja, menor a 25 %. Por otra parte, se evaluó la reacción de fenol en el soporte de celulosa regenerada en iguales condiciones de temperatura, tiempo y concentración de H_2O_2. Al finalizar la reacción se observó que las esferas no producen conversión de fenol.

La evaluación catalítica se realiza sobre aquellos catalizadores preparados con 5 % de Cu inicial, manteniendo fija la relación entre la carga de Cu en el catalizador y la concentración inicial de fenol durante la reacción. La Figura 2 muestra los resultados de la conversión de fenol en función del tiempo de reacción para los catalizadores C5-25-4, C5-80-4 y C5-80-8. En la misma, se observan dos comportamientos bien diferenciados en la conversión de fenol. A los 120 minutos de reacción, la muestra C5-25-4 alcanza una conversión de 66 % mientras que para el catalizador C5-80-4 convierte el 97 %. En el caso del catalizador C5-80-8 presenta una eficiencia intermedia para convertir el fenol.

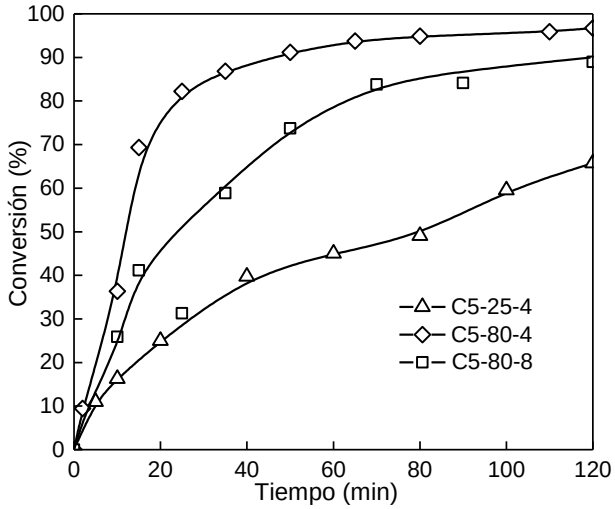


Figura 2. Evolución de la convención de fenol en los catalizadores con el tiempo de reacción.

La reacción de conversión de fenol se inicia cuando el sistema alcanza los 70 °C, momento en el cual la solución es incolora. Al agregar el H_2O_2 y conforme transcurre el tiempo, la oxidación se produce y una serie de productos intermediarios coloreados; como hidroquinonas, benzoquinonas, entre otros (Liotta et al., 2009); comienzan a formarse hasta que la misma alcanza una coloración marrón. Luego estos productos son escindidos a ácidos grasos de cadenas cortas y también mineralizados, con lo cual la solución adquiere bajo pH decolorándose hasta alcanzar una variación de color, de amarillo a ámbar dependiendo del grado de mineralización. Como estos productos de cadena más corta resultan igualmente tóxicos, es necesario evaluar el grado de mineralización, esto es conversión a CO_2 y H_2O, que efectivamente se produjo del fenol. Para analizar el grado de mineralización se realizan determinaciones del carbono orgánico total (COT). Para el cálculo de la conversión de COT se consideran que los 1000 ppm de fenol se corresponden con 766

ppm de carbono orgánico total teóricos, es decir, todo el carbono orgánico proviene del fenol.

La Tabla 2 muestra los resultados de conversión de COT para los catalizadores evaluados en la reacción con fenol, donde se puede observar que el catalizador C5-25-4 presenta la más baja conversión de TOC, es decir un bajo grado de mineralización.

Tabla 2. Mineralización luego de la evaluación catalítica.

Sobrenadante	Conversión COT (%)
C5-25-4	2,2
C5-80-4	52,0
C5-80-8	25,0

El catalizador C5-80-4 tuvo la mayor deposición de cobre, mayor porcentaje de conversión de fenol y de COT comparado con el catalizador C5-80-8. Ambos catalizadores desarrollados a 80°C, muestran mayor deposición de cobre y conversiones que aquel sintetizado a 25°C.

La tendencia es que aquellos catalizadores que ofrecen una alta conversión de fenol en los 120 minutos de reacción también evidencian mayor conversión de carbono orgánico total.

El grado de conversión de fenol y de carbono orgánico total está vinculado a la disponibilidad de cobre para catalizar la reacción más que a la cantidad de la fase activa, que en todas las experiencias fueron constantes. Además, existe competencia entre la reacción heterogénea que se produce con el cobre del catalizador y los compuestos orgánicos y la reacción homogénea del cobre que queda en solución (leaching). Los compuestos orgánicos presentes en el medio de reacción reducen el cobre Cu (II) depositado en el catalizador y luego parte de este catión reducido Cu (I) pasa a la fase líquida (Santos et al., 2005). Esta especie reducida se vuelve a oxidar en solución y los cationes Cu (II) comienzan el nuevo ciclo de oxidación de los compuestos orgánicos presentes en fase líquida. Esta es la competencia, que se observa entre catalizador heterogéneo y homogéneo, necesaria para que se extienda la mineralización y que resulta como consecuencia del lixiviado de la fase activa.

Según Eremenko et al. (2016), el mecanismo de reducción de iones metálicos en la superficie del soporte celulósico durante el proceso de síntesis y su estabilidad en relación con la lixiviación de las partículas metálicas o iones en contacto con agua y fluidos biológicos no está del todo claro.

La celulosa es un homopolímero lineal constituido por unidades de D-glucosa con estructura de anillo piranósico, unidas entre sí por enlaces β-1,4 glicosídicos. Este biopolímero posee un extremo reductor por la presencia de un grupo aldehído potencial, que presumiblemente podría promover el proceso de reducción de los iones cobre. Sin embargo, los resultados analizados en la muestra C5-80-4$^{\#}$ muestran una baja retención de Cu por lo que el poder reductor de la celulosa no sería suficiente comparado con el catalizador preparado en presencia de un reductor externo.

Estos autores indican que es posible que los cationes metálicos formen enlaces con los hidroxilos de la celulosa. Además, las moléculas de agua estarían incluidas en la esfera de coordinación de los iones metálicos, formando simultáneamente un enlace de hidrógeno con grupos OH de celulosa. (Eremenko et al., 2016). Los resultados alcanzados en este trabajo evidencian que la concentración de Cu que pueda unirse a la celulosa depende fuertemente de las condiciones de preparación del catalizador.

CONCLUSIONES

Las esferas de celulosa regenerada se prepararon a partir de un método de disolución de celulosa amigable con el ambiente y permitió desarrollar un soporte de celulosa que presentó buenas propiedades para sintetizar las nanopartículas de cobre.
Los difractogramas de DRX de los catalizadores indicarían la dispersión de las nanopartículas en el soporte y que las mismas no modifican la estructura cristalina de la celulosa regenerada.
Para la evaluación catalítica se seleccionaron tres catalizadores que resultaron activos y eficientes en la eliminación de contaminantes emergentes empleando fenol como molécula modelo. Los mejores resultados se alcanzaron con el catalizador C5-80-4 siendo la conversión cercana al 100 %. Sin embargo, la diferencia fundamental en el comportamiento se observó en la conversión de COT que no supero el 50 %.
El interés en estos catalizadores reside en su preparación por métodos amigables con el ambiente. Además, se emplea un soporte biodegradable y muy abundante, que no aporta otro tipo de contaminación en el agua tratada y que al ser estructurado permite ser separado fácilmente al final del proceso. Los resultados presentados en este trabajo constituyen avances prometedores, no obstante los catalizadores deben continuar siendo caracterizados para poder reconocer los motivos que determinan las diferentes eficiencias catalíticas.

REFERENCIAS

Chiron, S., Fernandez-Alba, A., Rodriguez, A. and Garcia-Calvo, E. (2000). Pesticide chemical oxidation: state-of-the-art. Water Research, 34(2), 366–377.

Deng, Y., Zhao, R. (2015). Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment. Current Pollution Rep. 1, 167–176.

Devard, P., Brusino, F., Marchesini, F.A. and Ulla, M. A. (2019). Cu (5%)/Al_2O_3 catalytic performance on the phenol wet oxidation with H_2O_2: Influence of the calcination temperature. Journal of Environmental Chemical Engineering Volume 7, Issue 4, 103201.

Eremenko, A. M., Petrik, I. S., Smirnova, N. P., Rudenko, A. V. and Marikvas, Y. S. (2016). Antibacterial and Antimycotic Activity of Cotton Fabrics, Impregnated with Silver and Binary Silver/Copper Nanoparticles. Nanoscale Research Letters, 11-28.

Heinze T., El Seoud O. and Koschella A., (a) (2018). Chapter 3: Cellulose Activation and Dissolution. Cellulose Derivatives. Springer International Publishing AG 2018 T. Springer Series on Polymer and Composite Materials.

Heinze T., El Seoud O. and Koschella A., (b) (2018). Chapter 5: Cellulose Esters. Cellulose Derivatives. Springer International Publishing AG 2018 T. Springer Series on Polymer and Composite Materials.

Liotta, L. F., Gruttadauria, M., Di Carlo, G., Perrini, G. and Librando, V. (2009) Heterogeneous catalytic degradation of phenolic substrates: catalysts activity. J. Hazardous Mater, 162(2-3), 588-606.

Liu, Q., Yasunami, T., Kuruda, K. and Okido, M. (2012). Preparation of Cu nanoparticles with ascorbic acid by aqueous solution reduction method. Transactions of Nonferrous Metal Society China, 22, 2198−2203.

Lozano, L. A., Devard, A., Ulla, M. A. and Zamaro J. M. (2020). Cu/UiO-66: a novel nanocatalyst obtained by a microwave-assisted protocol in DMF-free media for the efficient phenol removal via catalytic wet peroxide oxidation. J. Environmental Chemical Engineering 8, 104332.

Moharram, M. A. and Mahmoud, O. M. (2007). X-Ray Diffraction Methods in the Study of the Effect of Microwave Heating on the Transformation of Cellulose I into Cellulose II During Mercerization. Journal of Applied Polymer Science, 105, 2978–2983.

Moreno-Castilla, C., López, M.V., Fontecha, M.A., Álvarez, M.A. and Mateus, L. (2019). Removal of phenolic compounds from water using copper ferrite nanosphere composites fenton catalysts. Nanomaterials 9, 901–917.

Muthulakshmi L., Varada Rajalu A., Kaliaraj G., Siengchin S., Parameswaranpillai J. and Saraswathi R., (2019). Preparation of cellulose/copper nanoparticles bionanocomposite films using a bioflocculant polymer as reducing agent for antibacterial and anticorrosion applications. Composites Part B: Engineering, Volume 175 (2019), 107177.

Navard, P. (2012). The European Polysaccharide Network of Excellence (EPNOE). Research initiatives and results. Vienna, Austria: Springer Netherlands.

Olmos G. V. (2016). Alternativas de disolución de celulosa para la obtención de productos regenerados (Tesis de Doctorado en Química) Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe.

Olmos, G., Taleb, M. C., Lanieri, D., Balbi, M. C. y Maximino, M. (2014). Obtención de productos regenerados de celulosa a partir de solución de viscosa. In 14° SAM-CONAMET / IBEROMAT 2014 - XIII SIMPOSIO MATERIA.

Östberg, L. and Germgard, U. (2013). Some aspects on the activation of dissolving pulps and the influence on the reactivity in a following viscose stage. Cellulose Chemistry and Technology, 47(3-4): 165-169.

Pan, Y., Jiang, S., Xiong, W., Liu, D., Li, M., He, B., Fan, X. and Luo, D. (2020). Supported CuO catalysts on metal-organic framework (Cu-UiO-66) for efficient catalytic wet peroxide oxidation of 4-chlorophenol in wastewater, Micropor. Mesopor. Mater. 291, 109703.

Santos, A., Yustos, P., Quintanilla, A., Ruiz, G. and García-Ochoa, F. (2005). Study of the copper leaching in the wet oxidation of phenol with CuO-based catalysts: Causes and effects. Applied Catalysis B: Environmental, 61, 323–333.

Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. and Hart, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. Science of the Total Environment, 416, 1–21.

Tan, H. T. and Lee K. T. (2012). Understanding the impact of ionic liquid pretreatment on biomass and enzymatic hydrolysis. Chemical Engineering Journal, 183, 448– 458.

Wang S., Lu A. and Zhang L. (2016). Recent advances in regenerated cellulose materials. Progress in Polymer Science, 53, 169–206.

Weibl M., Niegelhell K., Reishofer D., Zankel A., Innerlohinger J. and Spirk S. (2018). Homogeneous cellulose thin films by regeneration of cellulose xanthate: properties and characterization. Cellulose, 25:711–721.

Xu, S., Zhu, H., Cao, W., Wen, Z., Wang, J., François-Xavierc, C. P. and Wintgens, T. (2018). $CuAl_2O_3$-g-C_3N_4 and Cu-Al_2O_3-C-dots with dual-reaction centres for simultaneous enhancement of Fenton-like catalytic activity and selective H_2O_2 conversion to hydroxyl radicals, Appl. Catal. B-Environ 234, 223–233.

Zapico, R. R., Marín, P., Díez, F. V. and Ordóñez, S. (2017). Assessment of phenol wet oxidation on CuO/γ-Al_2O_3 catalysts: Competition between heterogeneous and leached-copper homogeneous reaction paths. J. Environmental Chemical Engineering, 5(3), 2570–2578.

REDUCCIÓN CATALÍTICA DE NITRATOS EN AGUAS NATURALES DE LA REGIÓN DE SARMIENTO, PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA

Miranda Zoppas, F.[1] Aghemo, V. [1], Miró E. [1], Marchesini, F. A. [1]

[1] Instituto de Investigaciones en Catálisis y Petroquímica (INCAPE) – CONICET
Facultad de Ingeniería Química - Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, 3000, Santa Fe Capital, Santa Fe, Argentina. albana.marchesini@gmail.com +543424536861

Resumen

La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por nitrato es uno de los problemas ambientales más graves en el mundo, debido al aumento de la descarga de aguas residuales que contienen nitrógeno, consecuencia de las actividades agrícolas e industriales. Entre las técnicas posibles que se emplean para el tratamiento de esas aguas, la reducción catalítica promueve la eliminación de estos compuestos a través de su conversión en N_2. En este trabajo se presentan catalizadores compuestos por Pd e In para su aplicación en la reducción catalítica de nitratos en medio acuoso. Se utilizaron catalizadores con baja carga de fase activa, compuestos por Pd (0,4%) e In (0,1%). Se realizó la síntesis empleando dos soportes: alúmina y sílice. Esos catalizadores fueron evaluados en el tratamiento de agua sintética y aguas naturales, provenientes de la región de Sarmiento, provincia de Santa Fe, Argentina. Se verificó que el catalizador soportado en alúmina presentó total conversión de nitratos en agua sintética, mientras que el catalizador soportado en sílice solo alcanzó el 61% en las mismas condiciones. Además, este último resultó tener una más baja selectividad a N_2 (70%) que el de alúmina (95%). Cuando fueron evaluados en aguas naturales, ambos materiales tuvieron una menor actividad catalítica: 53% y 58% con los catalizadores de sílice y alúmina, respectivamente. Por otra parte, se logró una ligera mejora en la selectividad a N_2, con su valor superior a 96%. El catalizador soportado en alúmina se presenta como una opción promisoria al tratamiento de aguas naturales, una vez que ese sistema esté mejor estudiado, principalmente con relación a los interferentes que provocan la caída de la actividad catalítica.

Palabras-Clave: Aguas naturales; Reducción catalítica; Nitrato.

Abstract

Nitrate contamination of surface and groundwater is one of the most serious environmental problems in the world due to the increased discharge of nitrogen-containing wastewater as a consequence of agricultural and industrial activities. Among the possible techniques to use to treat these waters, catalytic reduction promotes the elimination of these compounds through their conversion into gaseous nitrogen (N_2). This work presents the application of catalysts composed of Pd and In for their application in the catalytic reduction of nitrates in aqueous medium. Catalysts with low active phase load were used, composed of Pd (0.4%) and In (0.1%). The synthesis was carried out on two supports: alumina and silica. These catalysts were evaluated in the treatment of synthetic water and natural waters, coming from the Sarmiento region, Santa Fe province, Argentina. It was verified that the catalyst supported in alumina presented total conversion of nitrates in synthetic water, while the catalyst supported in silica reached 61% elimination of nitrates. Furthermore, the latter presented lower selectivity to N2 (70%) than that of alumina (95%). When evaluated in natural waters, both materials obtained a lower catalytic activity, and on the other hand, an improvement in the selectivity to N_2 was found. The alumina-supported catalyst is presented as a promising option for the treatment of natural waters, when the system is better studied, mainly in relation to the interfering compounds that cause the drop in catalytic activity in the case of natural waters.

Keywords: Catalytic reduction; Natural waters; Nitrate.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua con compuestos nitrogenados es un problema de distribución mundial, el cual ya ha sido bien reconocido (Ma et al., 2018). Para la Organización Mundial de la Salud (OMS), el límite establecido para este anión en el agua potable es de 10 mg/L de $N\text{-}NO_3^-$. También, los límites establecidos para las concentraciones de nitrito y amonio en agua potable son 0,1 mg/L y 1 mg/L respectivamente. Entre las tecnologías disponibles para el tratamiento de aguas contaminadas por nitrato la reducción catalítica es atractiva (Tyagi et al., 2018), pues convierte el nitrato en N_2 y H_2O dos sustancias inocuas para el medio ambiente. En este proceso se emplean catalizadores bimetálicos (Devard et al., 2013; Marchesini et al., 2012; Zoppas et al., 2016) que han sido empleados para tratar aguas residuales concentradas, derivadas de plantas de desalinización de agua o electrodiálisis. Estas se caracterizan por contener concentraciones de nitrato entre 67 y 361 mg/L de $N\text{-}NO_3^-$.

El mecanismo más ampliamente aceptado para la reducción catalítica de nitrato (Martínez, Ortiz, & Ortiz, 2017), ocurre en dos etapas: la reducción de NO_3^- a NO_2^-, seguida por la reducción de NO_2^- a N_2 o NH_4^+. Para la primera etapa se requieren, además del Pd, metales promotores tales como Sn, In o Cu. Para la reducción de nitrito y posteriores intermediarios ha sido demostrado que la sola presencia de metales nobles como el Pd en el catalizador es suficiente. El agente reductor más ampliamente empleado en esta reacción es el gas hidrógeno (Barrabés & Sá, 2011). Entre los numerosos soportes estudiados en la literatura, la alúmina y el sílice son aquellos más utilizados para la eliminación de oxoaniones de nitrógeno en medio acuoso (Marchesini et al., 2012). Las fases activas más frecuentes son el Pd (Palomares et al., 2010; Xu et al., 2009; Zoppas et al., 2020), y como metal promotor el Sn, In y Cu (Martínez et al., 2017; Sá et al., 2007; Shuai et al., 2011).

En relación a la carga metálica empleada para los catalizadores, habitualmente se encuentran cargas de metal noble de alrededor del 4 al 1 % wt, siendo en general aquellos con cargas más altas los que se emplean con mayor frecuencia. Sin embargo, se ha reportado que cargas menores de alrededor de 1%wt (Marchesini et al., 2010), resultan suficientemente activos y parcialmente estables para la reducción catalítica de nitratos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia para la reducción catalítica de nitratos empleando catalizadores soportados en alúmina y sílice, con baja carga de Pd e In. Para eso se sintetizaron catalizadores con Pd 0,4% wt. y con In 0,1% wt. Se determinaron sus actividades para la eliminación de nitratos, con agua desionizada y con muestras reales de agua, provenientes de la región de Sarmiento, provincia de Santa Fe, Argentina. Además, los catalizadores fueron caracterizados por técnicas como Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS), Fluorescencia de rayos X (FRX) y determinación del punto isoeléctrico (PZC).

EXPERIMENTAL

Síntesis de los Catalizadores

Como soportes se emplearon: γ-Al_2O_3 (KEDJEN CK300, 180m^2/g, vol. Poro 0,5cm^3/g) y SiO_2 (Alfa Aesar 300m^2/g, vol. Poro 1 cm^3/g). Para la síntesis de los catalizadores, se utilizó el proceso de impregnación húmeda de los soportes.

La técnica para la preparación de los catalizadores bimetálicos consta de los siguientes pasos: en el Paso 1 se coloca una masa del soporte en un recipiente apropiado suspendiéndolo por agitación magnética, con un volumen de agua desionizada (alrededor de 50 mL); se agrega al recipiente una alícuota de solución de cloruro de Paladio ($PdCl_2$), de modo que la cantidad de Pd agregado permita que la carga final del catalizador sea 0,4%wt, y se evapora a sequedad esta solución. En el Paso 2 se realiza una calcinación a 500°C durante 4h. Luego, en el Paso 3 se reducen los catalizadores en medio acuoso, en presencia de hidracina (0,2M) a 40°C durante 1h, de forma de reducir el Pd a su forma metálica Pd^0. A continuación, Paso 4, se realiza una segunda impregnación, con una

solución de $InCl_3$, de manera de obtener una concentración de 0,1%wt en el catalizador y se evapora a sequedad. Finalmente en el Paso 5: se redujeron los catalizadores en medio acuoso, en presencia de hidracina (0,2M) a 40°C durante 1h. este método es una adaptación al método de un trabajo anterior el grupo (Zoppas et al., 2018)

Caracterización de los catalizadores

La carga de la fase activa se determinó en los catalizadores previo a la evaluación catalítica, por ICP-MS (espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo, equipo ICP-OPTIMA 2100, Perkin Elmer) y FRX (Fluorescencia de Rayos X, equipo EDX-720, Shimadzu). Además se determinó el punto isoeléctrico de los catalizadores empleando un equipo Zeta Sizer 2000t Malvern.

Evaluación catalítica

Las evaluaciones catalíticas se efectuaron en un reactor de 250 mL, operado en modo batch, de 3 bocas, equipado con agitación magnética y control de temperatura. La concentración inicial en nitratos del medio de reacción es de 100 mg/L de $N\text{-}NO_3$, 200 mg de catalizador y el H_2 (flujo 400cm³/min) como agente reductor. El pH se mantuvo en 5 durante toda la reacción, y su control se hizo mediante el agregado de HCl 0,1 M. Cada reacción se evaluó por 2 h, colectando muestras a diferentes tiempos.

En cada muestra se midió la concentración de nitratos, nitritos y amonio empleando en método de la columna reductora de Cd y la reacción colorimétrica de Gries (Ellis et al., 2011) y para el amonio el Método de Berthelot modificado (Searle, 1984).

Primero los catalizadores fueron evaluados en su desempeño para la eliminación de nitratos presentes en agua desionizada (“sintética”). Luego se efectuó la misma evaluación en muestras de agua natural proveniente de la localidad de Sarmiento. Las muestras de agua natural, se trataron como se describe a continuación.

Muestreo de agua natural y características de las mismas

El agua natural empleada en este estudio se obtuvo de la localidad de Sarmiento, localizada en el departamento Las Colonias, provincia de Santa Fe, República Argentina, a 102 km de la capital provincial; conectada por acceso a la RN 19. Cuenta con 1640 habitantes (INDEC, 2010). Se colectaron muestras de 9 pozos de agua. Luego, se realizaron los análisis del contenido de nitratos y nitritos presentes en el agua de los distintos pozos. En la Tabla 1 es posible visualizar las concentraciones encontradas en las muestras de aguas naturales.

Tabla 1: Concentraciones de nitrito y nitrato de las muestras tomadas de diferentes pozos.

Muestra	Concentración de NO_3^- (mg/L)	Concentración N-NO_3^- (mg/L)	Concentración N-NO_2^- (mg/L)
1	305,0	69,0	0,1
2	124,0	28,0	0,1
3	35,4	8,0	0,1
4	200,0	45,0	0,5
5	319,0	72,0	No detectable (ND)
6	252,4	57,0	3,6
7	376,4	**85,0**	0,1
8	168,3	38,0	ND
9	72,3	17,0	ND

De estas muestras, se eligió la que contiene mayor concentración de nitratos para evaluar la actividad de los catalizadores sintetizados, es decir, muestra 7.

RESULTADOS

Caracterización de los catalizadores

En la Tabla 2 se pueden visualizar los resultados obtenidos de la caracterización de los sólidos que se emplean en este estudio.

Tabla 2. Características de los catalizadores sintetizados en este estudio.

Soporte del catalizador	%Pd[a]	%In[a]	Punto isoeléctrico (IEP)
Alúmina	0,40	0,07	8,3
Sílice	0,32	0,10	2,0

[a]: determinado por ICP y FRX
[b]: determinado por PZC

Los valores obtenidos en peso de la fase activa son próximos al nominal. Los puntos isoeléctricos han sido previamente reportados en la literatura: Se encuentran IEP de 7,0 a 9,0 para catalizadores con γ-Al_2O_3 (Marchesini et al., 2012), y próximos a 2,0 para los de sílice (Kosmulski, 2009).

Evaluación Catalítica

Una vez que fueron sintetizados, los catalizadores fueron evaluados en la reducción catalítica de nitratos en medio acuoso, tanto la conversión de nitratos y nitritos como la formación de amonio se representan a continuación. Se expresan como conversión de nitratos (X%), selectividad a nitrógeno (S_{N2}). La conversión se calcula con la Ecuación 1:

$$X\% = \frac{NO_3^{tt}}{NO_3^{to}} \times 100 \qquad (1)$$

Donde NO_3^{t0} y NO_3^{tt}es la concentración inicial y la concentración a tiempo t de nitratos expresada como la concentración de N que viene de la especie nitrogenada Nitrato y NO_2^{tt}, NH_4^{tt} son la concentración a tiempo t de la especie nitrito y amonio. La selectividad a N_2 se calcula con la Ecuación 2.

$$S_{N2}\% = \frac{NO_3^{to} - NO_3^{tt} - NO_2^{tt} - NH_4^{tt}}{NO_3^{to} - NO_3^{tt}} \times 100 \qquad (2)$$

Donde NO_2^{tt} y NH_4^{tt} son la concentración a tiempo t de la especie nitrito y amonio. La selectividad a N_2 se calcula con la Ecuación 2.

En la Figura 2 vemos la concentración de los iones nitrato, nitrito y amonio en función del tiempo de reacción. A, B y C corresponden a la evaluación con agua sintética y D, E y F corresponde a la evaluación con agua natural.

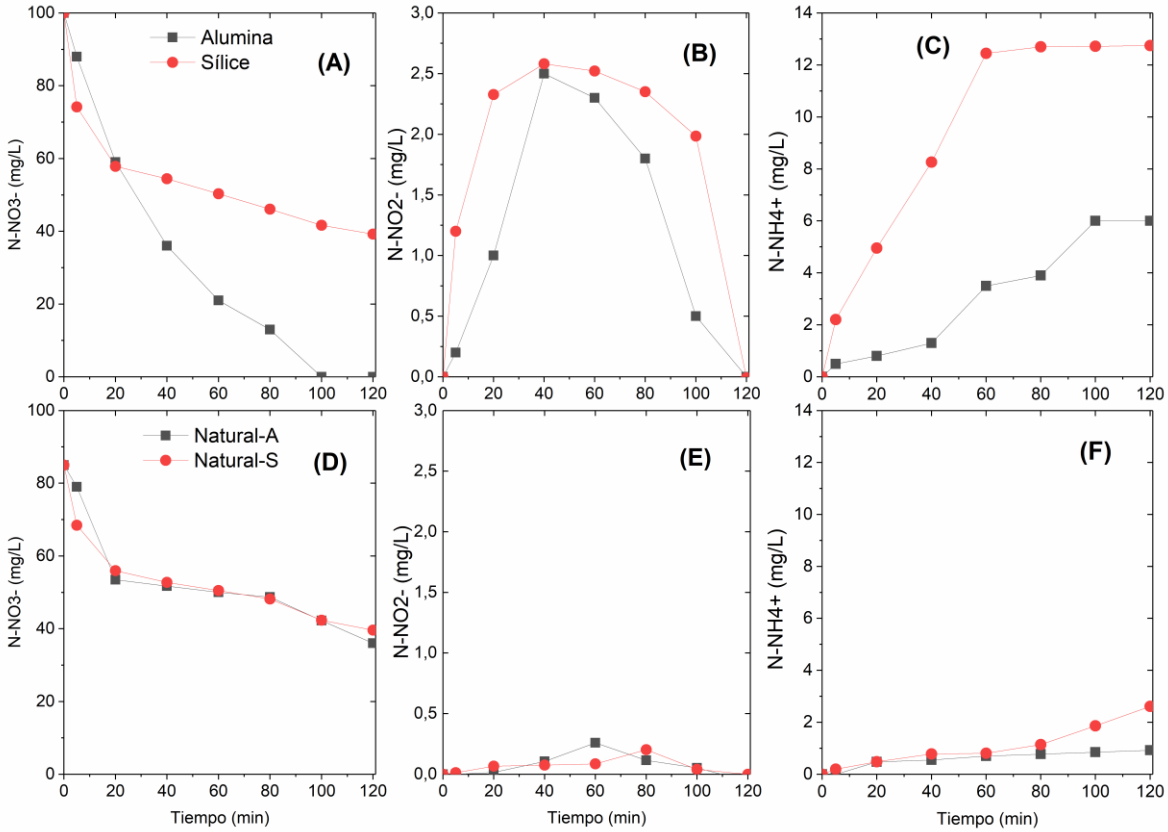


Figura 1: A y D: Conversión de nitratos en función del tiempo, B y E: Aparición y consumo de nitritos en función del tiempo, C y F: Formación de amonio en función del tiempo. A,B,C usando agua sintética y catalizadores soportados en sílice y alúmina. D,E,F muestras de agua natural y catalizador soportado en alúmina.

En la Figura 1-A se puede observar que, de los dos catalizadores, el que está soportado en alúmina presenta mayor actividad catalítica. Mientras que la conversión máxima alcanzada por el catalizador de SiO_2 fue de 61% en 2 h, el de alúmina alcanzó la conversión total de nitratos en los 100 minutos de evaluación. En el caso del agua sintética la menor conversión de nitratos puede ser asociada a las propiedades eléctricas superficiales que desarrolla la sílice, en comparación con la alúmina. Mientras que a pH 5 la alúmina se encuentra cargada positivamente (IEP = 8,3), lo cual facilita el acercamiento de los iones de carga negativa (nitrato, nitrito), para el caso de la sílice se produce lo opuesto, la carga superficial que adquiere es negativa (IEP= 2,0), y se comporta como una barrera a superar para poder alcanzar el sitio activo.

Los productos de reacción observados en la Figura 1-B y 1-C muestran que la concentración de nitritos aumenta durante la reacción y luego desaparece. Ese comportamiento es característico de productos intermediarios y está reportado para esta reacción en estudio. Y finalmente, el amonio que se forma no interacciona con ningún componente de la solución y luego, la curva se observa un crecimiento constante en el tiempo.

A su vez, en la figura 1-D, cuando se trató el agua natural con concentración inicial de 85 mg/L, se encontró el mismo comportamiento que el de la Fig.1-A. El catalizador soportado en alúmina posee una conversión mayor que el soportado en sílice. Sin embargo, en ambos casos se notó una significativa caída de la conversión de nitrato. Ese comportamiento es esperado, ya que en agua natural hay la presencia de iones que interfieren en el proceso. Algunos iones, tales como el bicarbonato, pueden poseen tamaño similar al nitrato y pueden competir por los sitios activos (Pintar et al., 1998). Los productos de reacción en Fig. 1-E y 1-F se formaron en menor cantidad, probablemente como resultado de la menor actividad catalítica.

La conversión obtenida en la evaluación de aguas naturales es similar a las conversiones observadas por Sanchis et al., (2021). En dicho trabajo, los autores evaluaron la interferencia en la reducción de nitratos en presencia de bicarbonatos, cloruros y sulfatos, utilizando catalizadores de Sn,Pd y In,Pd soportados en alúmina. A los 120 minutos, ellos obtuvieron aproximadamente el 50% de conversión de nitratos.

Wang et al. 2009 realizaron un estudio sobre la interferencia de los diferentes iones en la actividad catalítica para la reducción de nitrato y demostraron que los iones SO_4^{-2}, Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^+ no afectan en la actividad de catalizadores de Pd,Cu soportados en carbón activado. Por otra parte, el Cl^- posee un efecto negativo en la actividad, que es reversible una vez que el Cl^- y el NO_3^- compiten por la adsorción sobre el sitio activo del catalizador.

Pintar et al., (1998) presentan un estudio sobre la eficiencia de reducción del nitrato en presencia de varios cationes en solución acuosa y los efectos de la dureza y fuerza iónica de la fase liquida sobre el proceso de reacción. En dicho trabajo, se emplearon como fases activas Pd y Cu soportados en alúmina. Se constató que los iones de cloruro y sulfato no influyeron en las conversiones iniciales de nitrato y en los rendimientos finales de ion amonio.

En otro estudio, utilizando catalizadores de Pd, Sn para la misma reacción (Yuranova et al., 2013), se encontró que la desactivación del catalizador en el agua con alta conductividad y dureza estaba relacionada con la precipitación de sales de calcio sobre la superficie del mismo y con el envenenamiento del Pd por compuestos que contienen azufre presentes en el agua.

Esos ejemplos llevan a constatar que la influencia de los iones presentes en el agua puede ser diferente, dependiendo cual es la fase activa que se está empleando. Es importante mencionar que la carga de fase activa de los catalizadores es baja si la comparamos con otros trabajos de la literatura (Devard et al., 2013; Martínez et al., 2017; Pintar et al., 1998; Prüsse et al., 2000) que normalmente operan con cargas de 1 a 5% wt.

Selectividad

En términos generales, comparando la producción de amonio a la misma conversión (50%), se observa que el catalizador de alúmina es el que menos produce y convierte el 100% de $N\text{-}NO_3^-$ en 120 min. En la Tabla 3 se puede observar la selectividad de los catalizadores de Pd:In (0,4:0,1) % wt., soportados en sílice y alúmina, evaluados en agua sintética y agua natural. Lo valores están expresados a igual conversión (50%).

Tabla 3: Análisis de los resultados obtenidos de la evaluación catalítica para los catalizadores de alúmina y sílice, empleados en agua desionizada y en aguas naturales

Catalizador	X%= 50			X% 120 min
	SNO_2^- (%)	SNH_4^+ (%)	SN_2 (%)	
Alúmina	3,1	2,0	94,9	100
Sílice	5,1	25,0	69,9	79,0
Natural-A	0,1	1,7	98,2	57,6
Natural-S	0,1	3,7	96,2	53,4

En la evaluación del agua sintética, el catalizador soportado en alúmina presenta mejor selectividad a N_2 en comparación con aquel soportado en sílice siendo que la selectividad a amonio es más alta para el catalizador de sílice que para el de alúmina. En el medio con agua natural, ambos mejoraron sus selectividades a N_2, lo que es esperado una vez que la actividad catalítica fue menor, el sistema reacciona de forma más lenta y controlada, comportamiento verificado por otros estudios pero siempre con mayores cargas metálicas (Palomares et al., 2003; Pintar et al., 1998).

En un reciente trabajo de la literatura, Sanchis et al., (2021) evaluaron el efecto de la composición del agua en la reducción catalítica de nitratos. Ellos emplearon catalizadores bimetálicos soportados en Alúmina, con la concentración de Sn (4,3%), Pd (0,48%) y uno de

In (3.4%), Pd (0,47%). Ellos constataron que la selectividad se ve afectada negativamente por la presencia de los aniones, en secuencia: HCO_3^- > SO_4^{-2}> Cl^-.

En términos generales se puede decir que ninguno logra conversiones mejores que los catalizadores soportados en alúmina ni mejores selectividades a amonio que estos. Esto puede deberse a efectos atribuibles al tipo de soporte (sílice), el cual a este pH de reacción se encuentra cargado negativamente ejerciendo una fuerza opuesta al sentido de los iones NO_2^- y NO_3^- hacia los sitios activos.

Otro aspecto a tener en cuenta es que la mayoría de los trabajos reportados utilizan soluciones sintéticas en sus procesos de reducción catalítica. En ese sentido, las altas conversiones obtenidas son resultado de la ausencia de competencia por el sitio activo, ya sea para su bloqueo o su uso en otra reacción. Es indispensable para el estudio de un sistema real de tratamiento de agua, el análisis de los compuestos que interfieren en el proceso de remoción catalítica, presentes en el agua real que será tratada. Este estudio se encuentra en etapa inicial y por lo tanto, se hace imprescindible explorar más las variables para aumentar la actividad de este sistema que utiliza catalizadores de baja carga metálica. Además se está realizando una caracterización más completa de las muestras de agua, para poder determinar que interferentes pueden ser más relevantes cuando se utiliza el catalizador Pd (0,4%):In (0,1%) soportado en alúmina.

CONCLUSIONES

En este estudio se utilizaron materiales para a la eliminación catalítica de nitratos en medio acuoso. Los soportes empleados fueron sílice y alúmina, y la fase activa fue composta por paladio e indio, con la carga metálica de Pd:In (0,4:0,1) % wt. Se verificó que es posible reducir nitratos utilizando catalizadores de baja carga metálica, tales como los empleados en este estudio. En medio acuoso sintético, esa composición de metales fue suficiente para la conversión total de nitratos, con una selectividad a N_2 superior a 95% en el caso del soporte de alúmina. Por otra parte la sílice presentó una mayor selectividad a amonio (25%), lo que no es recomendable para esta reacción en estudio.

La reducción de nitratos de muestras de aguas naturales de la región de Sarmiento fue más baja que en las pruebas con agua desionizada. Se obtuvo 58% de conversión de nitrato con el catalizador alúmina y 53% con el de sílice y se mostró que es posible utilizar este método para emplearse en un futuro, aunque en el momento esto estaría limitado por la menor conversión obtenida. Como ventaja, la selectividad a N_2 para estos sistemas fue superior a 96% en ambos los soportes, mostrando que la reducción catalítica puede ser promisoria, si se resuelven esas limitaciones que el sistema presenta hoy.

La continuación de esta investigación consiste en determinar los principales interferentes que disminuyen la actividad catalítica, el estudio de la desactivación de esos catalizadores y su implementación en una estructura y en sistema continuo, de forma a posibilitar la implementación real de este método para el tratamiento de aguas contaminadas con nitratos en el futuro.

Agradecimientos

Los autores agradecen a CONICET, FIQ UNL-Argentina, y CYTED.

REFERENCIAS

Barrabés, N. & Sá, J. (2011). Catalytic nitrate removal from water, past, present and future perspectives. Applied Catalysis B: Environmental, 104(1–2), 1–5.

Devard, A., Ulla, M. A. & Marchesini, F. A. (2013). Synthesis of Pd/Al2O3 coating onto a cordierite monolith and its application to nitrite reduction in water. Catalysis Communications, 34, 26–29.

Ellis, P. S., Shabani, A. M. H., Gentle, B. S. & McKelvie, I. D. (2011). Field measurement of nitrate in marine and estuarine waters with a flow analysis system utilizing on-line zinc reduction. Talanta, 84(1), 98–103.

INDEC. (2010). Censo de la Población de Sarmiento. Retrieved from www.guiafe.com.ar/municipios-

provincia-santafe
Kosmulski, M. (2009). Journal of Colloid and Interface Science pH-dependent surface charging and points of zero charge. IV. Update and new approach. Journal of Colloid And Interface Science, 337(2), 439–448.
Ma, L., Hu, L., Feng, X., & Wang, S. (2018). Nitrate and nitrite in health and disease. Aging and Disease, 9(5), 938–945.
Marchesini, F. A., Picard, N., & Miró, E. E. (2012). Study of the interactions of Pd,In with SiO_2 and Al_2O_3 mixed supports as catalysts for the hydrogenation of nitrates in water. Catalysis Communications, 21, 9–13.
Marchesini, F A, Gutierrez, L. B., Querini, C. A. & Miró, E. E. (2010). Pt,In and Pd,In catalysts for the hydrogenation of nitrates and nitrites in water. FTIR characterization and reaction studies. Chemical Engineering Journal, 159, 203–211.
Martínez, J., Ortiz, A., & Ortiz, I. (2017). State-of-the-art and perspectives of the catalytic and electrocatalytic reduction of aqueous nitrates. Applied Catalysis B: Environmental, 207, 42–59.
Mendow, G., Marchesini, F. A., Miro, E. E., Querini, C., Mir, E. E., & Querini, C. A. (2011). Evaluation of pd-in supported catalysts for water nitrate Abatement in a fixed-bed continuous reactor. Industrial and Engineering Chemistry Research, 50(4), 1911–1920.
Palomares, A E, Prato, J. G., Márquez, F., & Corma, A. (2003). Denitrification of natural water on supported Pd / Cu catalysts. Applied Catalysis B: Environmental, 41, 3–13.
Palomares, A. E., Franch, C., & Corma, A. (2010). Nitrates removal from polluted aquifers using (Sn or Cu)/Pd catalysts in a continuous reactor. Catalysis Today, 149(3–4), 348–351.
Pintar, A., Šetinc, M., & Levec, J. (1998). Hardness and salt effects on catalytic hydrogenation of aqueous nitrate solutions. Journal of Catalysis, 174(1), 72–87.
Prüsse, U., Hähnlein, M., Daum, J., & Vorlop, K. D. (2000). Improving the catalytic nitrate reduction. Catalysis Today, 55(1–2), 79–90.
Sá, J., Montero, J., Duncan, E., & Anderson, J. a. (2007). Bi modified Pd/SnO2 catalysts for water denitration. Applied Catalysis B: Environmental, 73, 98–105.
Sanchis, I., Díaz, E., Pizarro, A. H., Rodríguez, J. J., & Mohedano, A. F. (2021). Effect of water composition on catalytic reduction of nitrate. Separation and Purification Technology, 255 (September 2020), 117766.
Searle, P. L. (1984). The Berthelot or Indophenol Reaction and Its Use in the Analytical Chemistry of Nitrogen A Review. Analyst, 109, 549–568.
Shuai, D., Jong, K., & Shapley, J. (2012). Enhanced Activity and Selectivity of Carbon Nanofiber Supported Pd Catalysts for Nitrite Reduction. Environmental Science & Technology, 46 (5), 2847 - 2855
Tyagi, S., Rawtani, D., Khatri, N., & Tharmavaram, M. (2018). Strategies for Nitrate removal from aqueous environment using Nanotechnology : A Review. Journal of Water Process Engineering, 21(December 2017), 84–95. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.12.005
Wang, Y., Sakamoto, Y., & Kamiya, Y. (2009). Remediation of actual groundwater polluted with nitrate by the catalytic reduction over copper-palladium supported on active carbon. Applied Catalysis A: General, 361(1–2), 123–129.
Xu, Z., Chen, L., Shao, Y., Yin, D., & Zheng, S. (2009). Catalytic hydrogenation of aqueous nitrate over Pd-Cu/ZrO2 catalysts. Industrial and Engineering Chemistry Research, 48(18), 8356–8363.
Yuranova, T., Kiwi-Minsker, L., Franch, C., Palomares, A. E., Armenise, S., & García-Bordejé, E. (2013). Nanostructured catalysts for the continuous reduction of nitrates and bromates in water. Industrial and Engineering Chemistry Research, 52(39), 13930–13937.
Zoppas, F. M., Bernardes, A. M., Miró, E. E., & Marchesini, F. A. (2018). Nitrate Reduction of Brines from Water Desalination Plants Employing a Low Metallic Charge Pd, In Catalyst and Formic Acid as Reducing Agent. Catalysis Letters, 148(8), 2572–2584.
Zoppas, F. M., Marchesini, F. A., Devard, A.. Bernardes, A. M.. Miró, E. E. Controlled deposition of Pd and In on carbon fibers by sequential electroless plating for the catalytic reduction of nitrate in water. (2016). Catalysis Communications, 78, 59–63.
Zoppas, F. M., Beltrame, T. F., Sosa, F. A., Bernardes, A. M., Miró, E., & Marchesini, F. A. (2020). Superficial properties of activated carbon fiber catalysts produced by green synthesis and their application in water purification. Environmental Science and Pollution Research.

APLICACIÓN DE NANOPARTÍCULAS DE PLATA OBTENIDAS MEDIANTE SÍNTESIS VERDE COMO ALTERNATIVA SOSTENIBLE PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Gordon-Falconí C[1]; Iannone MF[1]; Zawoznik MS[2]; Cumbal L[3]; Debut A[3]; Groppa MD[1]

1. Universidad de Buenos Aires. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Instituto de Química y Fisicoquímica Biológicas (IQUIFIB). Fac. de Farmacia y Bioquímica, Junín 956 (1113), Buenos Aires, Argentina. cgordon@ffyb.uba.ar, mgroppa@ffyb.uba.ar
2. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Química Biológica Vegetal.
3. Centro de Nanociencia y Nanotecnología, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, Ecuador.

RESUMEN

El continuo aporte de compuestos orgánicos y microorganismos patógenos a los que están sujetos algunos cursos de agua va reduciendo drásticamente los niveles de oxígeno disuelto y alterando el equilibrio ecológico natural. Durante los procesos de tratamiento primario y secundario de agua se procura fundamentalmente eliminar la materia orgánica disuelta para dar como resultado un efluente más claro y aparentemente limpio. El uso de nanotecnología en las etapas posteriores podría mejorar significativamente la eficiencia de descontaminación de agua, en este sentido, se sintetizó nanopartículas de plata (Ag-NPs) aplicando un proceso basado en "química verde", para lo cual, se utilizó como agente reductor y estabilizante un extracto vegetal obtenido a partir de residuos de yerba mate y se evaluó su capacidad para degradar y/o adsorber tres colorantes orgánicos (safranina, azul de metileno y cristal violeta). Además se evaluaron las propiedades antimicrobianas sobre dos cepas bacterianas una gram positiva y otra gram negativa. Se logró reducir más del 70 % la concentración de los tres colorantes ensayados después de 45 minutos de contacto con las Ag-NPs. Aplicando el método de difusión se obtuvo una inhibición del 99,99 % del crecimiento de *Escherichia coli* empleando una concentración de 10 µg/mL de Ag-NPs. Sin embargo, no se observó inhibición en el crecimiento de la cepa *Enterococcus faecalis* expuesta a las nanopartículas. Se puede concluir que el residuo de yerba mate puede ser usado para la obtención de Ag-NPs altamente estables con alta capacidad de adsorción de compuestos orgánicos.

Palabras clave: Adsorción de colorantes; Nanopartículas de plata; Propiedades antibacterianas; Yerba mate.

ABSTRACT

The continuous contribution of organic compounds and pathogenic microorganisms to which some watercourses are subjected drastically reduces the levels of dissolved oxygen and alters the natural ecological balance. During the primary and secondary treatment processes of the water, it is fundamental to eliminate the dissolved organic matter to result in a clearer, apparently clean effluent. The application of nanotechnology in the later stages could significantly improve the efficiency of water decontamination. In this sense, silver nanoparticles (Ag-NPs) were synthesized through a green synthesis process using discarded yerba mate extracts as reducing and capping agent, and their ability to degrade and / or adsorb three organic dyes (safranin, methylene blue and crystal violet) was evaluated. In addition, the antimicrobial properties were evaluated on two bacteria strains. For the three dyes tested, more than 70% elimination was achieved after 45 minutes of contact with the NPs. Using the diffusion method, we obtained a 99.99% growth inhibition for *Escherichia coli* by using 10 µg/mL of Ag-NPs. However, no inhibition of *Enterococcus faecalis* growth was

observed. It can be concluded that yerba mate waste may be used to obtain Ag-NPs highly stable with adsorption capacity for organic compounds.

Keywords: Dye adsorption; Silver nanoparticles; Antibacterial properties; Yerba mate.

INTRODUCCIÓN

El continuo aporte de compuestos orgánicos y microorganismos patógenos a los que están sujetos algunos cursos de agua, reduce drásticamente los niveles de oxígeno disuelto y altera el equilibrio ecológico natural. Durante los procesos de tratamiento primario y secundario del agua se intenta fundamentalmente eliminar la materia orgánica disuelta para dar como resultado un efluente más claro, aparentemente limpio. Los avances en la ciencia y la ingeniería a nanoescala sugieren que los nanomateriales tienen un gran potencial para mejorar la calidad del agua de manera rentable, con una mayor reducción de los niveles de contaminación (Debrassi *et al.*, 2012). Varios autores sugieren que muchas de las cuestiones relacionadas con la calidad del agua podrían resolverse o mejorarse en gran medida utilizando nanopartículas, nanofiltración u otros productos resultantes del desarrollo de la nanotecnología (Okoli *et al.*, 2012; Carlos *et al.*, 2013; Lakshmanan *et al.*, 2013).

En los últimos años, además, ha surgido un gran interés por la síntesis verde de nanopartículas (NPs). Para ello, se han evaluado diversos extractos vegetales, fúngicos y bacterianos como métodos costo-efectivos para la obtención de nanopartículas (Kumar *et al.*, 2017). Dentro de las NPs, las de plata han sido aplicadas ampliamente como agentes antimicrobianos, sin embargo, sus propiedades fisicoquímicas también las hacen útiles como catalizadores en procesos de degradación de moléculas orgánicas (Burdușel *et al.*, 2018).

Este trabajo tiene como objetivo estudiar el efecto de las nanopartículas de plata obtenidas por síntesis verde como agentes antimicrobianos y/o detoxificantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del extracto vegetal y síntesis verde de Ag-NPs

La capacidad de reducción del extracto vegetal se determinó aplicando el método de Folin-Ciocalteu's de acuerdo a la metodología propuesta por McDonald *et al.*, (2001). Adicionalmente se realizó la caracterización del extracto de yerba mate por espectroscopia infrarroja (FTIR-ATR, Perkin Elmer, Spectrum two, resolución 4 cm^{-1}).

Las nanopartículas de plata se sintetizaron agregando a 10 mL de una solución de $AgNO_3$ (1 mM), 100 µL del extracto etanólico de yerba mate descartada (previamente ajustado a pH 11 con 3 M NaOH) en agitación magnética constante de acuerdo a la metodología propuesta por Gordon-Falconí *et al*., (2020).

Capacidad de remoción de colorantes

La capacidad de las Ag-NPs para remover los colorantes safranina (S), azul de metileno (AM) y cristal violeta (CV) en concentraciones de 10 mg/L fue evaluada bajo cuatro condiciones diferentes: con/sin luz y con/sin oxígeno (las condiciones anóxicas se obtuvieron mediante burbujeo continuo de N_2). Se utilizó 0,2 mg de Ag-NPs por mL de solución de colorante. La concentración de colorante en el sobrenadante se estimó en base a la reducción de absorbancia a la longitud de onda específica para cada compuesto (AM,

λ_{max} = 664 nm; S, λ_{max} = 518 nm; CV, λ_{max} = 590 nm) usando un espectrofotómetro UV-Vis (SPECORD S600, Analytik Jena, Germany). La eficiencia de remoción de colorantes (%) por las Ag-NPs y la máxima capacidad de adsorción (Q_e) se estimaron de acuerdo a las siguientes fórmulas:

$$Remoción\ de\ colorante\ (\%) = \left(\frac{C_i - C_e}{C_o}\right) * 100 \quad (1)$$

$$Q_e = \left(\frac{C_i - C_e}{P}\right) * V \quad (2)$$

donde C_i y C_e son la concentración inicial y en el equilibrio (mg/L) respectivamente, V es el volumen de la fase acuosa (L) y P es el peso de Ag-NPs (g) y Q_e es la cantidad de colorante adsorbida por unidad de masa de Ag-NPs en el equilibrio (en mg/g).

Actividad antimicrobiana

La propiedad antimicrobiana de las Ag-NPs fue evaluada mediante el método de difusión descrito por Ghiuță *et a*l., (2018), con leves modificaciones. Se obtuvieron cultivos puros de las bacterias *Escherichia coli (*ATCC 25922; gram-negativa) y *Streptococcus faecalis* (ATCC 29212; gram-positiva) en medio Luria-Bertani (LB) y caldo tripticasa soja (TSB), respectivamente. Las bacterias fueron incubadas a 37 °C bajo agitación constante hasta alcanzar una concentración de $1x10^8$ UFC/mL, aproximadamente. Posteriormente, se esparcieron alícuotas de 100 µL de cada cultivo en placas de Petri con agar nutritivo empleando una espátula Drigalski y se impregnó discos de papel filtro (5 mm de diámetro, Whatman No. 1) con 20 µL (T1_NPs) y 30 µL (T2_NPs) de la solución de Ag-NPs (50 µg Ag-NPs/mL) y se depositaron en la superficie del agar. Se colocó discos de papel filtro impregnados con el extracto de yerba mate (30 µL), la solución de $AgNO_3$ (20 µL; 0,001 M) y un disco comercial del antibiótico cefalotina (30 µg) como controles negativos y positivo. Después del proceso de incubación (37 °C por 24 h) se midió el diámetro de la zona de inhibición.

Adicionalmente se evaluó el efecto de las Ag-NPs en cultivos bacterianos líquidos de acuerdo al siguiente procedimiento, se colocó alícuotas de 10 µL de cultivo ($1x10^8$ UFC/mL, aprox.) en 100 µL de medio de cultivo LB o TSB en placas de 96 micropocillos. A continuación se agregó 50, 100 y 150 µL de Ag-NPs y se llevó a un volumen final de 310 µL con solución salina (NaCl; 0,9%). Se incluyó pocillos sin agregado de Ag-NPs como control positivo. Las placas fueron incubadas a 37 °C durante 24 h, posteriormente se realizó el recuento en medio sólido (Incubado a 37 °C; 24 h) y se calculó el efecto microbicida (EM) empleando la siguiente fórmula:

$$EM = logB_c - logB_t \quad (3)$$

donde B_c y B_t representan el número de bacterias viables en la muestra control y tratada, respectivamente.

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó mediante ANOVA de un factor y se consideró un valor de $p < 0,05$ como estadísticamente significativo. Todas las determinaciones se realizaron por triplicado y los datos se expresaron como la media ± la desviación estándar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del extracto vegetal

El contenido total de polifenoles del extracto del residuo de yerba mate fue 26,97 ± 1,97 mg GAE/g (peso seco, R^2=0,99). García *et al.*, (2019) y Bravo *et al.*, (2007) reportan concentraciones de polifenoles entre 80 y 97,7 mg GAE/g en yerba mate comercial nueva. La reducción de la concentración de polifenoles en el extracto de yerba mate era esperada, dado que en el proceso de preparación del "mate" se solubiliza una fracción importante de los polifenoles presentes en la yerba.

El análisis de FTIR permitió determinar los posibles grupos funcionales involucrados en el proceso de síntesis y estabilización de las nanopartículas, como se observa en la Figura 1 se registraron señales a 3306 cm^{-1} características de grupos hidroxilo (O-H) presentes en compuestos como polifenoles y flavonoides (García *et al.*, 2019), las bandas a 2925 y 2856 cm^{-1} se relacionan con compuestos alifáticos y enlaces (C-H) (Dahlem *et al.*, 2019), mientras que, las señales entre 1500 y 1700 cm^{-1} se pueden atribuir a la presencia de ésteres, aminas y saponinas que poseen grupos funcionales como C=O, C=C y C-O (Marcelo *et al.*, 2015; Trotte *et al.*, 2016) Finalmente, las bandas entre 1300 y 1000 cm^{-1} corresponden a señales típicas de compuestos aromáticos (García *et al.*, 2019).

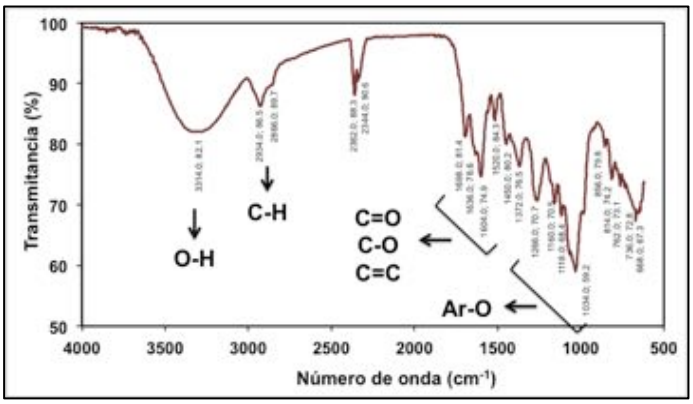


Figura 1. Espectroscopia infrarroja del extracto vegetal obtenido a partir de residuos de yerba mate.

Capacidad de adsorción

El uso de nanopartículas para degradar o adsorber moléculas orgánicas e inorgánicas presentes en solución acuosa ha sido propuesta en varias investigaciones (Carvalho y Carvalho, 2017; Kegl *et al.*, 2019)**.** Debido a que estos procesos pueden ser afectados por la luz y la presencia de oxígeno (Sarina *et al.*, 2013) se evaluó la capacidad de las Ag-NPs para remover colorantes bajo distintas condiciones (Figura 2. A-F). En presencia de las Ag-NPs se observó una disminución significativa de la concentración de los colorantes en la solución a lo largo del tiempo. La luz por sí misma redujo levemente la concentración de AM y S y este fenómeno estuvo más retrasado en el caso del CV. La interacción de las NPs con cada colorante fue afectada por los factores ambientales testeados de manera particular. Por ejemplo, la remoción de CV durante los primeros 30 min mostró una pendiente similar en todas las condiciones, pero a partir de ese tiempo, la presencia de O_2 parecería ser un factor clave para mantener la eficiencia del proceso (Figura 2. A). Contrariamente, la presencia de O_2 y luz redujo significativamente la tasa inicial de remoción de AM (Figura 2. B), sin embargo, luego de 60 min el porcentaje de AM removido bajo ambas condiciones contrastantes (+O_2 +luz vs -O_2 -luz) fue prácticamente el mismo (cerca del 80%). Interesantemente, la ausencia de luz en presencia de oxígeno disminuyó la eficiencia del proceso. La remoción de S fue favorecida por la presencia de O_2 y luz (Figura 2. C). De manera similar a AM, la combinación +O_2 -luz produjo una menor remoción.

La remoción de los colorantes aumentó con el tiempo de contacto lográndose una remoción casi completa del CV y considerable para AM y S a los 120 min de tratamiento. CV fue el colorante más eficientemente removido por las NPs, con un 90 % de remoción a los 45 min de contacto (+O_2 +luz). A ese tiempo, las tasas de remoción de AM (-O_2 -luz) y S (+O_2 +luz) fueron de 85 % y 70 %, respectivamente. Debido a que todos los colorantes presentaron algún grado de fotosensibilidad (Figura 2. B,D,E), tanto la adsorción a las NPs como la fotodegradación espontánea serían responsables de la disminución de la concentración de colorantes solubles.

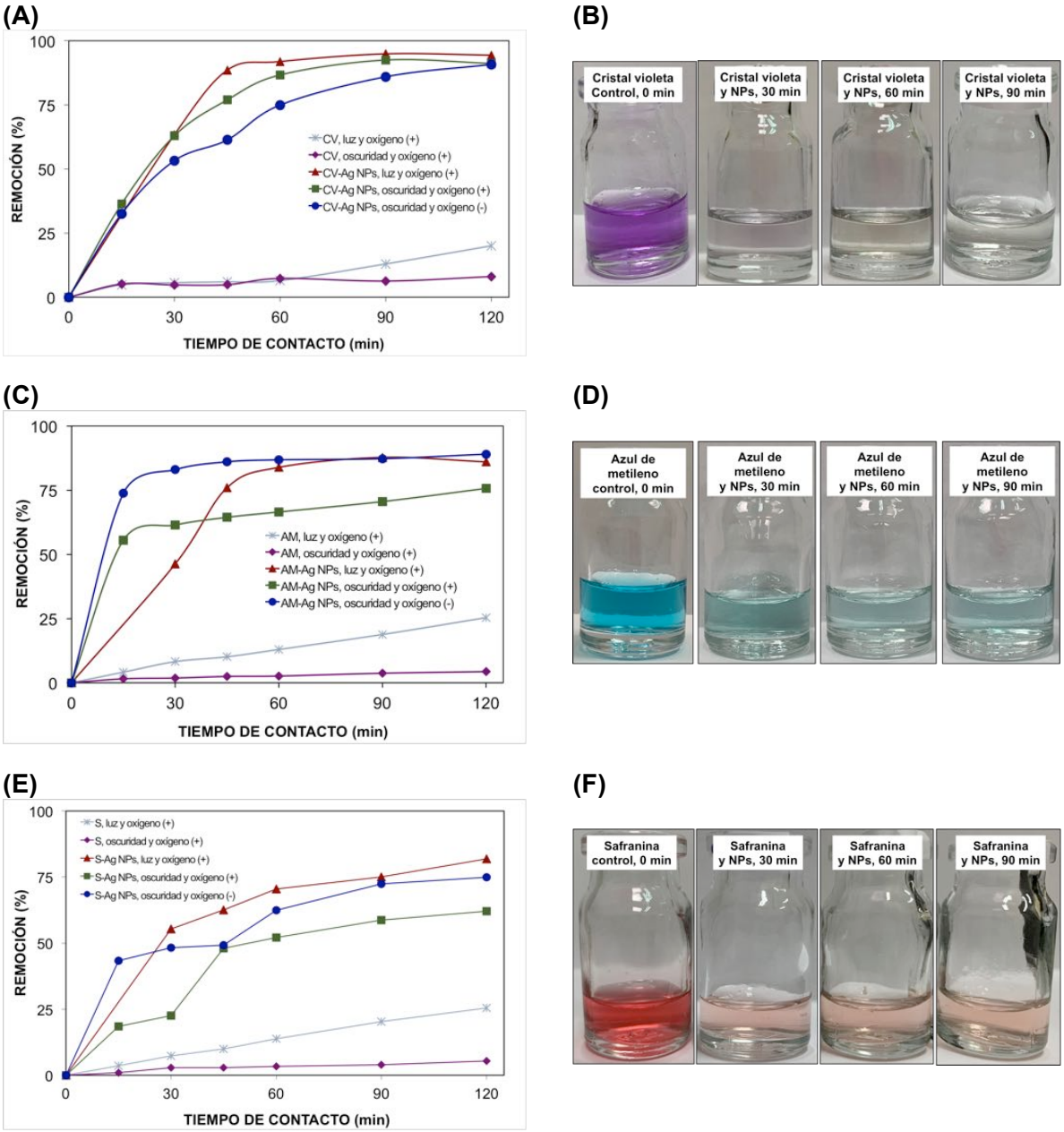


Figura 2. Remoción de colorantes bajo diferentes condiciones, empleando nanopartículas de plata sintetizadas mediante la aplicación de extracto de residuos de yerba mate. Después del agregado de nanopartículas (0,2 mg/mL) a la solución de colorante (10 mg/L), la mezcla de colorante fue estudiada bajo distintas condiciones (con/sin luz; con/sin oxígeno), se determinó las concentraciones de los colorantes CV (A), AM (C) y S (E) a diferentes tiempos y se calculó el porcentaje de remoción. Las imágenes ilustrativas muestran el contacto de los colorantes CV (B), AM (D) y S (E) con las NPs después de 30, 60 y 90 minutos de contacto.

Varios reportes documentan la aplicación exitosa de NPs inmovilizadas químicamente sobre superficies adsorbentes como una alternativa efectiva y económicamente viable para remover contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en el agua (Masoumi *et al.*, 2016; AbdEl-Salam *et al.*, 2017). En el caso específico de la remoción de colorantes se considera que la remoción depende de múltiples parámetros tales como el tiempo de reacción, la dosis de NPs, pH, exposición a la luz, concentración inicial de colorante y su estructura molecular entre otros. En base a nuestros resultados y a información previa proponemos que las Ag-NPs sintetizadas con extracto de residuos yerba mate poseen propiedades estructurales singulares como una gran área superficial en combinación con múltiples sitios de adsorción (ácidos carboxílicos, cetonas, aldehídos, aminas y amidas) derivados del extracto de yerba mate. Estos grupos funcionales podrían reaccionar con átomos de nitrógeno y azufre con carga parcialmente positiva debida a la deslocalización de la densidad electrónica del anillo aromático de los colorantes.

Para corroborar que la adsorción es el principal proceso responsable de la remoción de los colorantes 2 concentraciones distintas de los colorantes (10 mg/L y 100 mg/L) fueron expuestas a las NPs (Figura 3). Puede notarse que el porcentaje de remoción de los colorantes aumentó sostenidamente en el tiempo en las dosis bajas pero en una considerable menor proporción en las dosis más alta (especialmente para AM y S) debido a la rápida saturación de los sitios de adsorción de las NPs. La saturación de los sitios de adsorción se produjo a los 90, 60 y 45 min después de iniciado el tratamiento para el CV, AM y S, respectivamente. Las capacidades máximas de adsorción (Q_e) se estimaron en 116,48; 75,85 y 68,58 mg de colorante por g de Ag-NPs para CV, AM y S, respectivamente). Estudios previos reportaron que nanopartículas de magnetita inmovilizadas sobre una superficie de residuos de té presentaron una capacidad de adsorción similar para CV (113,64 mg/g) y mayor para AM (119,05 mg/g) (Madrakian *et al.*, 2012). Sin embargo, en el estudio de Mohamed et al., (2018) se registra menor capacidad de adsorción de S (13,76 mg/g) empleando como adsorbente un nanocompuesto (Nanofibra de polipirrol/hidróxido de doble capa de Zn-Fe).

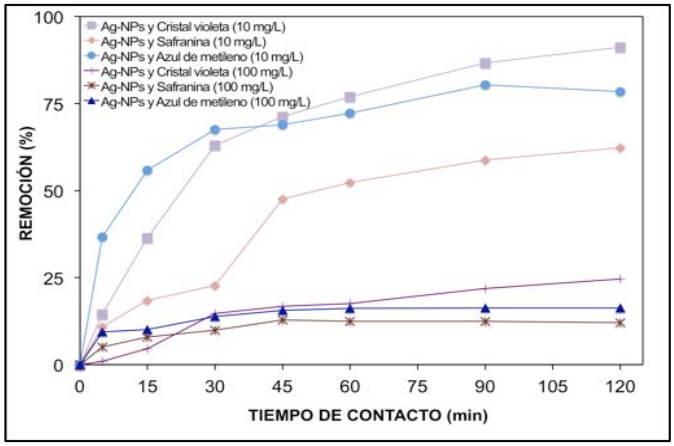


Figura 3. Efecto del tiempo de contacto sobre la remoción de CV, AM y S (10 mg/L y 100 mg/L) por Ag-NPs usadas como adsorbentes.

Imágenes de microscopía de transmisión electrónica (TEM) adquiridas después de 120 min de contacto colorantes-NPs demostraron un considerable cambio de tamaño, forma y distribución de las NPs, sugiriendo que la acumulación del colorante tuvo lugar en la superficie de las nanopartículas (Figura 4. A-H). Se puede apreciar una distribución desigual de las moléculas de colorante sobre la superficie de las Ag-NPs, similar a la informada por AbdEl-Salam *et al.*, (2017).

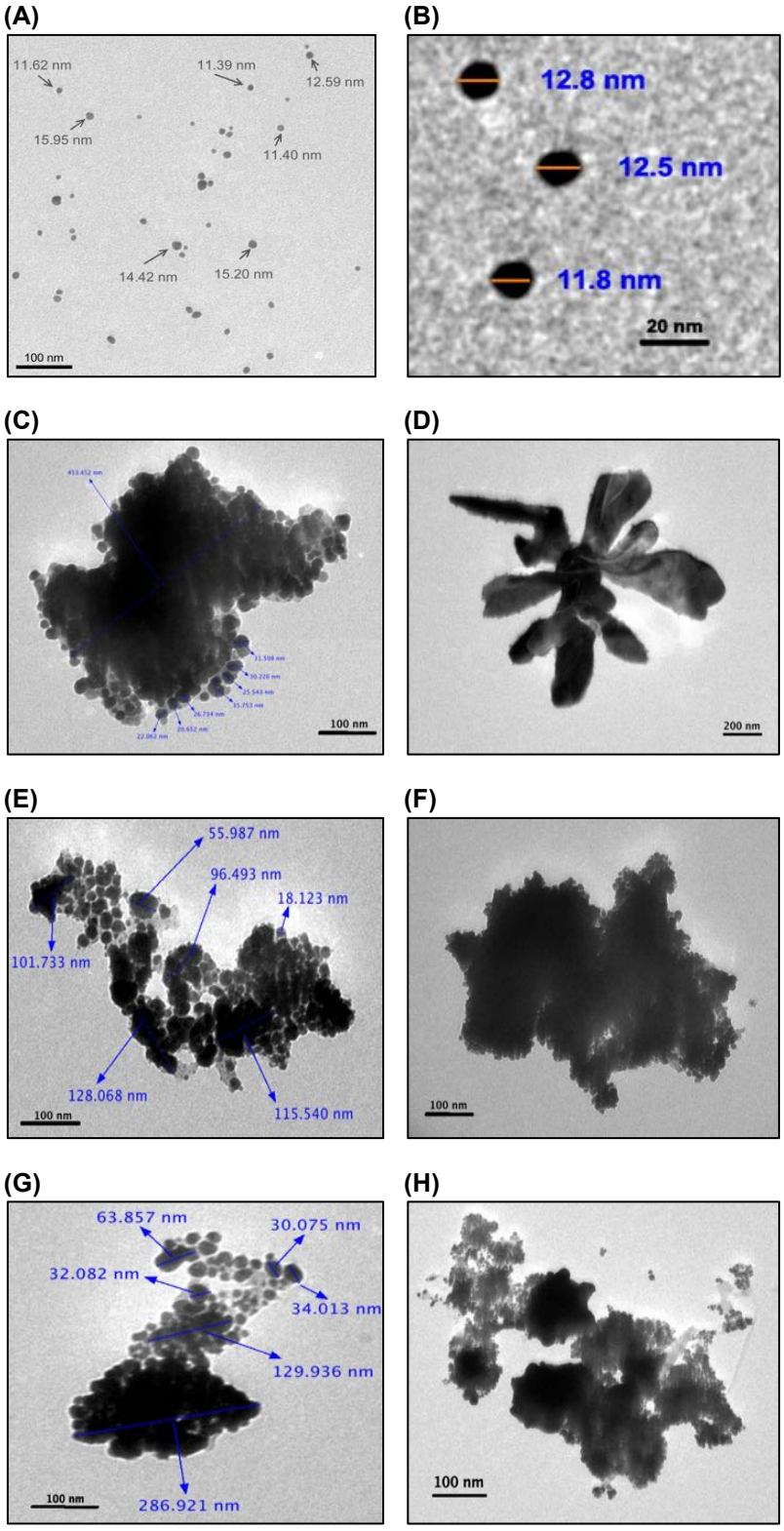


Figura 4. Imágenes de TEM de nanopartículas de plata obtenidas mediante síntesis verde (A-B), colorantes adsorbidos sobre las Ag-NPs mostrando agregados de CV-Ag-NPs (C-D), AM-Ag-NPs (E-F) y S - Ag-NPs (G-H).

Actividad antimicrobiana

En un primer ensayo se probó el efecto de las Ag-NPs contra las cepas bacterias *Escherichia coli* y *Enterococcus faecalis* utilizando el método de difusión en disco (Figura 5. A, C). El halo de inhibición del crecimiento alrededor de los discos impregnados con Ag-NPs similar al observado en el disco del antibiótico cefalotina reveló la susceptibilidad de *E. coli* a estas nanopartículas (Figura 5. A). A su vez, la actividad antibacteriana se incrementó a medida que el volumen de la solución de Ag-NPs aplicada aumentó de 20 µL a 30 µL, mientras que, el extracto vegetal *per se* no tuvo ningún efecto antibacteriano. El análisis estadístico demostró diferencias significativas entre todos los tratamientos aplicados al cultivo de *E. coli* con zonas de inhibición de 10,5 ± 0,8 y 13,6 ± 1,8 mm para los tratamientos T1_NPs y T2_NPs, respectivamente (Figura 5. B). Por otro lado, en el cultivo de *E. faecalis* no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos con nitrato de plata y T1_NPs cuyas zonas de inhibición fueron 6,5 ± 0,5 y 6,8 ± 0,5 mm, respectivamente (Figura 5. C). El experimento realizado en cultivo líquido permitió corroborar que luego de 24 h de exposición a las Ag-NPs se produjo una reducción significativa en el crecimiento de *Escherichia coli* (EM < 5,82 log UFC ± 0,21), y una dosis de 10 µg de Ag-NPs/mL fue suficiente para inhibir el 99,99 % de la población, resultado similar al informado por Cavaliere *et al.,* (2015). Se ha informado previamente que las Ag-NPs alteran la integridad de la membrana citoplasmática de las células bacterianas y que la plata interactúa con los grupos tiol y fosfato presentes en el ADN y las enzimas respiratorias de *E. coli* (Ghiuță *et al.*, 2018). También se ha propuesto la producción de especies reactivas del oxígeno y el consiguiente estrés oxidativo desencadenado por la exposición de microorganismos a nanopartículas de plata, explicando la citotoxicidad de las Ag-NPs en bacterias Gram-negativas (Le Ouay y Stallacci, 2015).

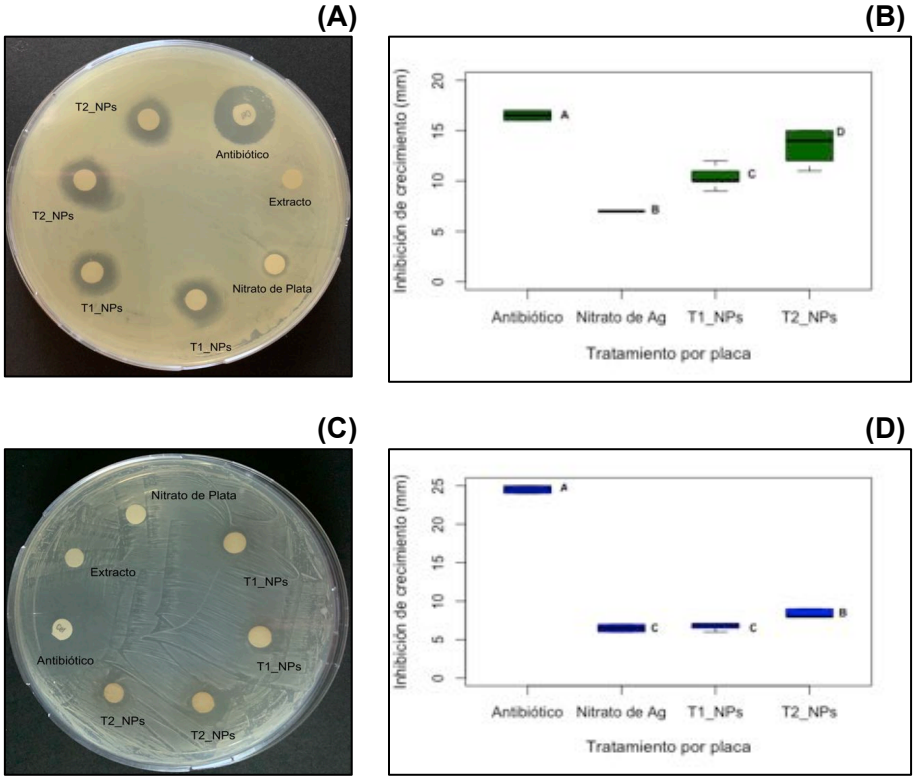


Figura 5. Ensayo de difusión en disco para evaluar el efecto microbicida de las nanopartículas de plata obtenidas con extracto de residuos de yerba mate sobre *Escherichia coli* (A) y *Enterococcus faecalis* (C). Análisis de zonas de inhibición del crecimiento bacteriano en las cepas gram-negativa (B) y gram-positiva (D) estudiadas, debido a la exposición a Ag-NPs y extracto vegetal de residuos de yerba mate.

CONCLUSIONES

En este trabajo se sintetizó Ag-NPs utilizando un extracto vegetal obtenido a partir de residuos de yerba mate como agente reductor y estabilizante. Se demostró que estas

nanopartículas tienen la capacidad de eliminar compuestos orgánicos de un medio acuoso principalmente por adsorción. Para los tres colorantes ensayados se logró más del 70 % de eliminación después de 45 minutos de contacto. Además, se observó una fuerte capacidad antibacteriana contra *Escherichia coli*, un marcador reconocido de contaminación fecal. Estos interesantes resultados prevén un futuro prometedor para estas nanopartículas económicas y sostenibles para tecnologías de depuración de agua.

BIBLIOGRAFÍA

AbdEl-Salam, A. H.; Ewais, H. A. & Basaleh, A. S., 2017. Silver nanoparticles immobilised on the activated carbon as efficient adsorbent for removal of crystal violet dye from aqueous solutions. A kinetic study. *Journal of Molecular Liquids*, 248: 833–841, ISSN: 01677322, DOI: 10.1016/j.molliq.2017.10.109.

Bravo, L.; Goya, L. & Lecumberri, E., 2007. LC/MS characterization of phenolic constituents of mate (*Ilex paraguariensis,* St. Hil.) and its antioxidant activity compared to commonly consumed beverages. *Food Research International*, 40(3): 393–405, ISSN: 09639969, DOI: 10.1016/j.foodres.2006.10.016.

Burdușel, A. C.; Gherasim, O.; Grumezescu, A. M.; Mogoantă, L.; Ficai, A. & Andronescu, E., 2018. Biomedical applications of silver nanoparticles: An up-to-date overview. *Nanomaterials*, 8(9): 1–24, ISSN: 20794991, DOI: 10.3390/nano8090681.

Carlos, L.; García, F.; González, M. & Mártire, D., 2013. Applications of magnetite nanoparticles for heavy metal removal from wastewater. In: García, F. & Carlos, L. (eds.), *Wastewater treatment technologies and recent analytical developments*, vol. 23, Croatia, pp. 66–70, ISBN: 9789535108825, DOI: 10.1016/b978-0-12-811989-1.00012-9.

Carvalho, S. S. F. & Carvalho, N. M. F., 2017. Dye degradation by green heterogeneous Fenton catalysts prepared in presence of *Camellia sinensis*. *Journal of Environmental Management*, 187: 82–88, ISSN: 10958630, DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.11.032.

Cavaliere, E.; De Cesari, S.; Landini, G.; Riccobono, E.; Pallecchi, L.; Rossolini, G. M. & Gavioli, L., 2015. Highly bactericidal Ag nanoparticle films obtained by cluster beam deposition. *Nanomedicine: Nanotechnology, Biology, and Medicine*, 11(6): 1417–1423, ISSN: 15499642, DOI: 10.1016/j.nano.2015.02.023, Available: <http://dx.doi.org/10.1016/j.nano.2015.02.023>.

Dahlem, M. A.; Borsoi, C.; Hansen, B. & Catto, A. L., 2019. Evaluation of different methods for extraction of nanocellulose from yerba mate residues. *Carbohydrate Polymers*, 218: 78–86, ISSN: 01448617, DOI: 10.1016/j.carbpol.2019.04.064, Available: <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.04.064>.

Debrassi, A.; Fabiani Corrêa, A.; Baccarin, T.; Nedelko, N.; Slawska-Waniewska, A.; Sobczak, K.; Dłuzewski, P.; Greneche, J.-M. & Rodrigues, C. A., 2012. Removal of cationic dyes from aqueous solutions using N-benzyl-O-carboxymethylchitosan magnetic nanoparticles. *Chemical Engineering*, 183: 284–293.

García, F. E.; Senn, A. M.; Meichtry, J. M.; Scott, T. B.; Pullin, H.; Leyva, A. G.; Halac, E. B.; Ramos, C. P.; Sacanell, J.; Mizrahi, M.; Requejo, F. G. & Litter, M. I., 2019. Iron-based nanoparticles prepared from *yerba mate* extract. Synthesis, characterization and use on chromium removal. *Journal of Environmental Management*, 235: 1–8, ISSN: 10958630, DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.01.002, Available: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.002>.

Ghiuță, I.; Cristea, D.; Croitoru, C.; Kost, J.; Wenkert, R.; Vyrides, I.; Anayiotos, A. & Munteanu, D., 2018. Characterization and antimicrobial activity of silver nanoparticles, biosynthesized using *Bacillus* species. *Applied Surface Science*, 438: 66–73, ISSN: 01694332, DOI: 10.1016/j.apsusc.2017.09.163.

Gordon-Falconí, C.; Iannone, M. F.; Zawoznik, M. S.; Cumbal, L.; Debut, A. & Groppa, M. D., 2020. Synthesis of silver nanoparticles with remediative potential using discarded yerba mate: An eco-friendly approach. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6): 104425, ISSN: 22133437, DOI: 10.1016/j.jece.2020.104425.

Kegl, T.; Košak, A.; Lobnik, A.; Novak, Z.; Kralj, A. K. & Ban, I., 2019. Adsorption of rare earth metals from wastewater by nanomaterials: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 386, ISSN: 18733336, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121632.

Kumar, B.; Smita, K.; Cumbal, L. & Debut, A., 2017. Green synthesis of silver nanoparticles using Andean blackberry fruit extract. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 24(1): 45–50, ISSN: 1319562X, DOI: 10.1016/j.sjbs.2015.09.006, Available:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.09.006>.

Lakshmanan, R.; Okoli, C.; Boutonnet, M.; Järås, S. & Rajarao, G. K., 2013. Effect of magnetic iron oxide nanoparticles in surface water treatment: Trace minerals and microbes. *Bioresource Technology*, 129: 612–615, ISSN: 18732976, DOI: 10.1016/j.biortech.2012.12.138, Available: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.138>.

Le Ouay, B. & Stallacci, F., 2015. Antibacterial activity of silver nanoparticles: A surface science insight. *Nano Today*, 10: 339–354, DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.nantod.2015.04.002.

Madrakian, T.; Afkhami, A. & Ahmadi, M., 2012. Adsorption and kinetic studies of seven different organic dyes onto magnetite nanoparticles loaded tea waste and removal of them from wastewater samples. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 99: 102–109, ISSN: 13861425, DOI: 10.1016/j.saa.2012.09.025, Available: <http://dx.doi.org/10.1016/j.saa.2012.09.025>.

Marcelo, M. C. A.; Pozebon, D. & Ferrão, M. F., 2015. Authentication of yerba mate according to the country of origin by using Fourier transform infrared (FTIR) associated with chemometrics. *Food Additives and Contaminants - Part A*, 32(8): 1215–1222, ISSN: 19440057, DOI: 10.1080/19440049.2015.1050702.

Masoumi, A.; Hemmati, K. & Ghaemy, M., 2016. Low-cost nanoparticles sorbent from modified rice husk and a copolymer for efficient removal of Pb(II) and crystal violet from water. *Chemosphere*, 146: 253–262, ISSN: 18791298, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.017.

McDonald, S.; Prenzler, P. D.; Antolovich, M. & Robards, K., 2001. Phenolic content and antioxidant activity of olive extracts. *Food Chemistry*, 73(1): 73–84, ISSN: 03088146, DOI: 10.1016/S0308-8146(00)00288-0.

Mohamed, F.; Abukhadra, M. R. & Shaban, M., 2018. Removal of safranin dye from water using polypyrrole nanofiber/Zn-Fe layered double hydroxide nanocomposite (Ppy NF/Zn-Fe LDH) of enhanced adsorption and photocatalytic properties. *Science of the Total Environment*, 640–641: 352–363, ISSN: 18791026, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.316, Available: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.316>.

Okoli, C.; Boutonnet, M.; Järas, S. & Rajarao-Kuttuva, G., 2012. Protein-functionalized magnetic iron oxide nanoparticles: Time efficient potential-water treatment. *Journal of Nanoparticle Research*, 14(10), ISSN: 13880764, DOI: 10.1007/s11051-012-1194-9.

Sarina, S.; Eric, W. & Zhu, H., 2013. Photocatalysis on supported gold and silver nanoparticles under ultraviolet and visible light irradiation. *Green Chemistry*, 12(3): 1–20, DOI: doi:10.1039/C3GC40450A.

Trotte, N. S. F.; Aben-Athar, M. T. G. & Carvalho, N. M. F., 2016. Yerba Mate Tea Extract: a Green Approach for the Synthesis of Silica Supported Iron Nanoparticles for Dye Degradation. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 27(11): 2093–2104, ISSN: 16784790, DOI: 10.5935/0103-5053.20160100.

EVALUACIÓN DE CARBONES DE LLANTA COMO ADSORBENTES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES REALES DE LA INDUSTRIAL TEXTIL

Ardila Arias, A. N.[1]; Amar Gil, S. [2]; Bedoya Betancur, S.[3]; Arriola Villaseñor, E.[4]; Barrera Zapata, R.[5]; Hernández, J. A.[6]; Zepeda, T. A.[7]

[1, 2, 3, 4] Research Group in Environmental Catalysis and Renewable Energies, Facultad de Ciencias Básicas Sociales y Humanas, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Apartado Aéreo 49-32, Medellín, Colombia.
[5] Grupo CERES Agroindustria e Ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín Colombia.
[6] Instituto Politécnico Nacional UPIIG. Av. Mineral de Valenciana 200, Col. Fraccionamiento Industrial Puerto Interior, 36275 Silao de la Victoria, Gto., México.
[7] Centro de Nanociencias y Nanotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ensenada, BC. 22800, México.
Email: [1*]anardila@elpoli.edu.co, [2]santiago_bedoya27081@elpoli.edu.co, [3]sebastianamar@elpoli.edu.co, [4]erasmoarriola@elpoli.edu.co, [5]rolando@udea.edu.co, [6]trino@cnyn.unam.mx, [7]jahernandezma@ipn.mx

RESUMEN

Los resultados obtenidos en la presente investigación demuestran claramente que un adsorbente proveniente de llantas puede ser muy efectivo para la remoción de uno o varios contaminantes presentes en un agua residual de la industria textil, mientras que para otros no, lo cual depende de la naturaleza física y química tanto del adsorbente como del contaminante en cuestión y del tipo de interacciones que se pueden presentar entre ambos. De esta manera no se puede afirmar que existe un adsorbente de llanta ideal para la remoción completa de los diferentes contaminantes presentes en un agua residual real de la industria textil, sin embargo, es bastante importante evaluar su efectividad para la remoción de un contaminante en específico en presencia de otros contaminantes, ya que se pueden presentar diferentes fenómenos de competencia e inhibición entre los mismos que pueden afectar la eficiencia de los adsorbentes en la remoción de otros como los colorantes.

PALABRAS CLAVE: carbón de llanta, agua residual de la industria textil, procesos de adsorción, colorantes, metales pesados.

ABSTRACT

The results obtained in the present investigation clearly demonstrate that an tire adsorbent can be very effective for the removal of one or more contaminants present in a textile industry wastewater, while for others not, which depends on the physical nature and chemistry of both the adsorbent and the pollutant in question and the type of interactions that can occur between them. In this way, it cannot assert that there is an ideal tire adsorbent for the complete removal of the different pollutants present in a real textile industry wastewater, however, it is quite important to evaluate its effectiveness for the removal of a specific pollutant with others pollutants, since different competition and inhibition phenomena can occur between them that can affect the efficiency of adsorbents in the removal of others such as dyes.

KEYWORDS: tire carbon, textile industry wastewater, adsorption process, dyes, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, los colorantes son empleados en distintas industrias como textil, cuero, plástico, alimentos y productos farmacéuticos, generando grandes cargas de contaminación a

fuentes hídricas, las cuales incrementan la demanda química de oxígeno (DQO) y contribuyen a problemas sociales, ambientales y de salud pública (Wang et al., 2018). Debido a la compleja estructura aromática y el origen sintético de la mayoría de los colorantes, los tratamientos convencionales para la remoción de estos mismos en aguas residuales presentan una gran dificultad (Gül, 2013). Dentro de las estructuras más conocidas para estos materiales se encuentran los colorantes ácidos, básicos, dispersos, azo, diazo, basados en antraquinona y complejos metálicos, además, los colorantes sintéticos pueden ser clasificados como aniónicos (colorantes directos, ácidos y reactivos), catiónicos (básicos) y no iónicos (dispersos) (Gül, 2013; Silence, Rule, y Christina, 2004).

Los colorantes reactivos son ampliamente usados en diferentes industrias, mayormente en la industria textil debido a las propiedades intrínsecas de estos, las cuales generan una alta afinidad entre el colorante y la fibra celulósica para formar enlaces covalentes (Karim, Dhar, y Hossain, 2018); además, este tipo de colorante presenta excelente resistencia al lavado (estabilidad al lavado con soluciones acuosas de detergente) (Amin y Blackburn, 2015). No obstante, los colorantes reactivos son reportados como los más tóxicos y perjudiciales tanto para los organismos acuáticos como los seres humanos puesto que inducen alergias, irritación, dermatitis, cáncer y mutaciones (Vanaamudan, Chavada, y Padmaja, 2016).

Debido a la contaminación generada por estos efluentes, diferentes técnicas han sido evaluadas para remover colorantes de soluciones acuosas, siendo el proceso de adsorción uno de los métodos más eficientes para la purificación de aguas (Mui, Cheung, Valix, y McKay, 2010). Dicho proceso puede llevarse a cabo con distintos materiales, donde la adsorción con carbón activado se considera como uno de los más económicos y eficientes para la remoción de diferentes compuestos orgánicos (Oualid Hamdaoui y Naffrechoux, 2007). Según la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés), el proceso de adsorción mediante carbón activado es una de las mejores tecnologías de control ambiental disponibles (O. Hamdaoui, Naffrechoux, Suptil, y Fachinger, 2005). Los carbones activados pueden emplearse como adsorbente de colorantes gracias a su alta área superficial y su alto grado de porosidad en su estructura (El-Halwany, 2010). Existen diversas fuentes mediante las cuales es posible obtener carbón activado, ya sea por activación física o química, dentro de las cuales se destacan materias primas como madera, cáscara de coco, carbón mineral y lana, entre otros (Ennaciri, Baçaoui, Sergent, y Yaacoubi, 2014). Recientemente se han evaluado procesos de descontaminación de aguas con carbón obtenido a través de la pirólisis de cauchos de llanta, presentando gran efectividad en adsorción de diferentes contaminantes (Acosta et al., 2018), además, en varios estudios reportan que el carbón obtenido por pirólisis de llanta es menos costoso que los carbones activados obtenidos a través de fuentes tradicionales (Sweetman et al., 2017). Un aspecto importante de la mayoría de las investigaciones realizadas hasta la fecha, radica en que generalmente la remoción de los colorantes se realiza usando soluciones ideales de los mismos, lo que conlleva a que se ignoren los efectos de ciertos tipos de sales que están presentes en las soluciones reales de dichos colorantes debido a los procesos de tinción.

Adicionalmente, la remoción de colorantes por adsorción se ve afectada por múltiples factores, tales como el pH, la concentración inicial del contaminante en la solución, la temperatura y la cantidad de adsorbente, entre otros. Existen numerosas rutas por las cuales es posible estudiar los distintos parámetros que afectan un proceso, sin embargo, no todos ellos posibilitan la estimación de los efectos e interacciones que se pueden presentar debido a la presencia de otros contaminantes y sustancias. Una de las estrategias mayormente empleadas es el uso de diseño de experimentos (DoE), con el cual mediante metodologías de superficie de respuestas y diseños factoriales es posible determinar los efectos de los parámetros del

proceso, sus interacciones, además de la optimización de las condiciones del proceso (Panić et al., 2015).

En este trabajo se presenta los resultados obtenidos en la remoción de colorantes y metales pesados con el uso de carbón de llantas mediante el proceso de adsorción. Además, una vez que se establecieron las mejores condiciones de adsorción, se aplicaron en remoción de colorantes presentes en un efluente real de una industria de textil.

MÉTODOS Y MATERIALES

Obtención de los carbones de llanta

Los carbones se obtuvieron de gránulos de caucho de llantas suministrados por la empresa Ekogroup Colombia S.A.S. Se llevaron a cabo cuatro procesos de pirólisis con activación con CO2 y sin activación. Los carbones de llanta Tipo I y II fueron obtenidos a través de la pirólisis de caucho de llanta a 10 °C/min desde 25 °C hasta 500 °C y 700 °C para el carbón Tipo I y II respectivamente en un flujo constante de 25 mL/min de N2, manteniendo esta temperatura por 3 horas con el mismo flujo del gas. Luego, se llevó a cabo su activación a 10 °C/min desde 25 °C hasta 500 °C y 700 °C respectivamente en un flujo constante de 25 mL/min de CO2 y se mantuvo esta temperatura por 2 horas con el mismo flujo del gas. Por otro lado, los carbones de llanta Tipo III y IV se obtuvieron por pirólisis de caucho de llanta a 10 °C/min desde 25 °C hasta 500 °C y 700 °C respectivamente en un flujo constante de 25 mL/min de N2, manteniendo esta temperatura por 3 horas con el mismo flujo del gas inerte.

Los carbones obtenidos se caracterizaron por diferentes técnicas fisicoquímicas, incluyendo, isotermas de adsorción-desorción de N2 a 75.2 K (Método BET), punto isoeléctrico (pzc), análisis elemental (CHONS) y análisis termogravimétrico (DSC-TGA).

Obtención del carbón activado comercial

El carbón activado DARCO 20 x 40 (CA) producido por Norit (Norit Americas Inc.) fue seleccionado como un carbón activado granular de uso general, el cual presenta área superficial de 650 m2/g y diámetro promedio de partícula de 0.7 mm (tamaño de partícula entre malla 20 y 40). Según el productor, este carbón es usado en una variedad de aplicaciones, incluyendo la purificación de agua, debido a su capacidad de eliminar eficientemente sabores, olores y colores. Este material se derivó de la activación por vapor de carbón mineral (lignito) seguido de un lavado ácido para la remoción de sales solubles (NORIT Americas Inc., 2003).

Jornada de muestreo y aforo del agua residual real

Las aguas residuales de la industria textil, además de poseer altas concentraciones de colorantes, pueden contener cantidades elevadas de sales inorgánicas como sulfatos, carbonatos, nitratos junto con trazas de metales pesados. Estos contaminantes pueden afectar el proceso de adsorción de los colorantes y probablemente los resultados con una solución ideal serán diferentes a los obtenidos con un agua residual real, por lo tanto, habría que optimizar nuevamente las mejores condiciones encontradas en los ensayos con las soluciones ideales. De esta manera, para evaluar el desempeño de las condiciones óptimas, se utilizó un efluente real de una planta de producción de textiles ubicada en el municipio de Caldas-Antioquia, Colombia.

Para recolectar el efluente se realizó una jornada de aforo y un plan de muestreo, esto con el fin de obtener una muestra compuesta representativa. El muestreo se llevó a cabo durante 3 horas, tiempo empleado para el lavado con agua potable de tanques y tolvas que se encuentran contaminadas con los colorantes. Durante este periodo se tomaron 12 muestras simples cada 15 minutos, cada una con un volumen igual a 1 L, a las cuales se les midió inmediatamente parámetros fisicoquímicos como caudal, temperatura, pH, conductividad, turbidez, color y oxígeno disuelto. A partir de estas muestras simples se formó una muestra compuesta y se realizó la medición de los mismos parámetros y adicionalmente se analizaron parámetros ex situ como demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), carbono orgánico total (COT), cloruros, nitratos y metales pesados (Zn, Cd, Cr, Cu y Ni), entre otros. El seguimiento de estos parámetros se realizó en un laboratorio acreditado siguiendo las normas de la APHA, AWWA y WEF para el análisis de aguas superficiales y aguas residuales.

Cada muestra se almacenó en recipientes de plástico de alta densidad a 4 °C y se adicionaron unas gotas de ácido sulfúrico grado reactivo para evitar el crecimiento de microorganismos. Finalmente, se conservó y vigiló todas las muestras de manera adecuada para garantizar la integridad de la cadena de custodia de las mismas. En la Tabla 1 se listan los parámetros analizados y el método analítico utilizado para cada uno.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos evaluados y método aplicado.

Parámetro	Unidades	Método
Color	-	Color a simple vista
Temperatura	°C	AWWA-4500H$^+$
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O_2/L	AWWA-4500OC
Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO_5)	mg O_2/L	AWWA-5210B
Carbono Orgánico Total (COT)	mg O_2/L	AWWA-5310B
Sólidos Totales	mg/L	AWWA-2540B
Sólidos Totales Sedimentables	mg/L	AWWA-2540E
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/L	AWWA-2320B
Acidez Total	mg $CaCO_3$/L	AWWA-2310B
Color	Pt-Co	AWWA-2120
pH	Units of pH	AWWA-4500H$^+$
Conductividad Eléctrica	µS/cm	AWWA-2510B
Turbidez	NTU	AWWA-2130B
Nitratos Totales	mg/L	AWWA-4500B
Cobre Total (Cu)	mg/L	AWWA-3500 Cu
Cromo Total (Cr)	mg/L	AWWA-3500-Cr B
Cadmio Total (Cd)	mg/L	AWWA-3500 Cd
Níquel Total (Ni)	mg/L	AWWA-3500 Ni
Zinc Total (Zn)	mg/L	AWWA-3500 Zn
Cobalto Total (mg/L)	mg/L	AWWA-3111 Co B
Cloruros Totales	mg/L	AWWA-4500-Cl- D

Pruebas de adsorción con el agua residual real

Las pruebas de adsorción se realizaron en un sistema por lotes mediante un erlenmeyer de 250 mL, con 50 mL del efluente real, a un pH de 3.0 y con 100 mg de adsorbente. Dicho proceso se llevó a cabo en incubadora con control de agitación y temperatura, marca VWR a 120 rpm durante 24 h a 25 °C. Una vez finalizado el tiempo de adsorción, la separación del adsorbente se realizó mediante filtración por gravedad (15

minutos). Todas las pruebas de adsorción se realizaron por triplicado. Es importante resaltar que las condiciones mencionadas anteriormente fueron establecidas en un estudio previo, en el cual se determinó que las mejores condiciones de adsorción de colorantes para los materiales sintetizados son a pH 3.0, temperatura de 25 °C, tiempo de 24 h y cantidad de adsorbente de 100 mg. Adicionalmente, se realizó una prueba de adsorción por triplicado a pH 9.0, el cual corresponde al pH inherente del efluente del agua residual de la industria textil ubicada en el municipio de Caldas-Antioquia, Colombia.

El análisis de los resultados de la cantidad de colorante adsorbido en las muestras problema se realizó empleando un espectrofotómetro UV-VIS marca Genesys 10S, a longitudes de onda de 420 nm, 548 nm y 665 nm, correspondiente al Amarillo 145, Rojo 250 y Azul turquesa 21, respectivamente. En la Tabla 2 se presentan las condiciones de tratamiento y nomenclatura del agua residual a tratar según el adsorbente empleado, donde, el termino ART-XX se refiere al agua residual tratada con el adsorbente Tipo XX (I, II, III, IV o CA) y ARC se refiere al agua residual cruda o sin tratamiento.

Tabla 2. Nomenclatura y condiciones de tratamiento de un agua residual real.

Codificación	Descripción	Condiciones de tratamiento
ARC	Agua residual cruda	-
ART-I	Agua residual tratada con adsorbente Tipo I	T=25 °C; pH=3
ART-II	Agua residual tratada con adsorbente Tipo II	T=25 °C; pH=3
ART-III	Agua residual tratada con adsorbente Tipo III	T=25 °C; pH=3
ART-IV	Agua residual tratada con adsorbente Tipo IV	T=25 °C; pH=3
*ART-II^{+}	Agua residual tratada con adsorbente Tipo II	T=25 °C; pH=9
ART-CA	Agua residual tratada con carbón activado comercial (CA)	T=25 °C; pH=3

*Agua residual tratada a condiciones de pH inherente del efluente de la empresa textil.

La remoción de color se determinó en función del porcentaje de decoloración. Además, se determinó el porcentaje de remoción de DQO, DBO5, COT y algunos metales pesados.

Establecidas las condiciones de tratamiento, se procedió a medir las absorbancias iniciales de las aguas residuales en las longitudes de onda máxima de cada colorante y a determinar el % de decoloración de los colorantes mediante la Ecuación 1.

$$\%Decoloración = \frac{\sum Ao - \sum Af}{\sum Ao} x100 \qquad \textbf{(Ec 1)}$$

Igualmente, el cambio en los parámetros fisicoquímicos COT, DQO, DBO5 y metales pesados fue calculado de acuerdo con la Ecuación 2.

$$Cambio\ parámetros\ fisicoquímicos\ (\%) = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \qquad \textbf{(Ec 2)}$$

Donde, C0 y Cf son la concentración inicial y final respectivamente a un tiempo de adsorción t.

Para determinar la efectividad del adsorbente en el proceso de tratamiento del agua residual de la industria textil, primero se compararon los valores obtenidos en diferentes parámetros fisicoquímicos para el agua residual cruda con los valores obtenidos para las muestras una vez finalizado el tratamiento, posteriormente estos valores se confrontaron con los valores máximo aceptables reportados en la normatividad ambiental Colombiana establecidos en la Resolución 0631 del 2015 para un efluente proveniente de la industria textil.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica de los adsorbentes

En las Tablas 3 y 4 se muestran los resultados de las propiedades fisicoquímicas y texturales de los diferentes materiales. Se pueden observar similitudes en el punto isoeléctrico y las propiedades texturales entre los materiales con y sin activación con CO2 a diferentes temperaturas. Además, las diferencias en los valores de área específica superficial se encuentran dentro del error experimental de la técnica (+20 m2/g).

Table 3. Propiedades fisicoquímicas y análisis elemental de los adsorbentes.

Tipo de Adsorbente	Punto Isoeléctrico	Área Superficial (m^2/g)	Volumen de poro (cm^3/g)	Diámetro de poro (nm)	Composición elemental (% w/w)				
					N	C	H	S	O
I	6.5	70.0	0.469	2.00	0	55.4	0.50	1.50	12.5
II	7.5	94.0	0.523	2.15	0	46.6	0.15	1.80	32.8
III	8.0	49.4	0.347	2.12	0	37.4	1.70	1.40	40.7
IV	8.5	71.0	0.384	2.14	0	46.2	2.30	2.10	29.4

De acuerdo con los análisis termogravimétricos, los materiales analizados presentan una humedad relativamente baja (1.9 – 6.9 %). Por otra parte, el alto contenido de carbono fijo encontrado (entre 37.4 y 55.4 %), sugiere que las muestras presentan una alta proporción de estructuras aromáticas. Adicionalmente, el bajo porcentaje de material volátil indica que dichos adsorbentes no representan un peligro potencial tanto para los seres vivos como para el ambiente. Además, el alto contenido de cenizas revela que los mismos podrían estar conformados por óxidos de diferentes metales como Fe, Si, Ni y Zn, lo cual se pudo confirmar mediante los análisis elementales por SEM (no mostrados en este trabajo). Los valores obtenidos para el análisis elemental (Tabla 3) corroboran los resultados obtenidos por termogravimetría, ya que la alta proporción de carbono y baja proporción de hidrógeno y oxígeno es indicativo de la presencia de estructuras aromáticas altamente organizadas. Por otra parte, los bajos porcentajes en azufre son coherentes de acuerdo con los procesos térmicos a los que se sometieron estos materiales.

Tabla 4. Resultados del análisis termogravimétrico.

Tipo de Adsorbente	Humedad (%)	Material volátil (%)	Carbono fijo (%)	Cenizas (%)	Rendimiento CHAR (%)
I	6.879	21.88	40.46	30.04	44
II	1.916	7.259	72.16	18.50	41
III	1.946	7.229	72.13	18.50	45
IV	2.030	4.189	73.89	19.74	48

Los resultados de caracterización fisicoquímica de los adsorbentes activados y sin activar a diferentes temperaturas no mostraron diferencias significativas en cuanto a la composición química, morfología, estructura y propiedades texturales, lo cual podría explicar el porqué de la similitud en los porcentajes de decoloración con los diferentes materiales evaluados. En la Tabla 5 se describen las propiedades fisicoquímicas determinadas a la fecha para el carbono activado comercial.

Tabla 5. Propiedades fisicoquímicas del adsorbente comercial.

Tipo de Adsorbente	Punto Isoeléctrico	Área Superficial (m^2/g)	Volumen de poro (cm^3/g)	Diámetro de poro (nm)	Composición elemental (% w/w)					
					N	C	H	S	O	H/C
CA	-	650	0.940	41.1	-	-	-	-	-	-

Caracterización fisicoquímica del agua residual cruda

Los parámetros fisicoquímicos evaluados para el agua residual real de la industria textil se indican en la Tabla 6. También se presentan comparaciones con valores límites máximos permisibles para los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas – ArnD a cuerpos de aguas superficiales de actividades asociadas con fabricación y manufactura de bienes (sector textil), establecidos en la norma de calidad ambiental colombiana (Resolución 0631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible del 17 de marzo de 2015).

En la Figura 1, se puede observar el agua residual real de la industria textil sin tratamiento, la cual tiene un color negro azulado, debido a la presencia de los colorantes hidrolizados que pierden la capacidad de unión con los tejidos y, por lo tanto, le confieren coloración intensa al efluente. No obstante, no es posible conocer exactamente la identidad de dichos colorantes, ya que se desconoce la composición exacta del efluente textil debido al hecho de que contiene una mezcla compleja de colorantes a varias concentraciones. Adicionalmente el efluente evidencia un color en unidades de Pt-Co equivalente a 550, el cual se encuentra en el rango reportado en la literatura (240-10000 Pt-Co). El pH del agua residual cruda es ~ 10.0, valor cercano a los reportados en la literatura para este tipo de aguas residuales, los cuales son altamente básicos (8.5-12.4).

Los datos reportados en la literatura para la turbidez de este tipo de aguas son bastante variados, pues se han reportado valores desde 17.2 UNT hasta 9251 UNT. El valor encontrado para el agua residual cruda de este estudio corresponde a 169 UNT. En cuanto a la conductividad eléctrica el valor encontrado (69.1 mS/cm) es muy similar a la mayoría de los valores reportados en la literatura (6.8-103 mS/cm). El valor obtenido para los sólidos totales se encuentra por debajo de los reportados en la literatura (5420- 116468 mg/L). Adicionalmente, no se identificaron los sólidos sedimentables totales. La alcalinidad y la acidez del agua reflejaron valores de 1134 y 590.6 mg/L, respectivamente, sin embargo, no se encontraron valores reportados para estos parámetros en la bibliografía consultada. Cabe destacar que los altos contenidos de nitratos totales (222.3 mg/L) y cloruros totales (1800 mg/L) encontrados en el agua residual cruda son típicos a la mayoría de los reportados en la literatura efluentes de la industria textil (10.3 – 464 mg/L para nitratos y 745-1912 mg/L para cloruros totales).

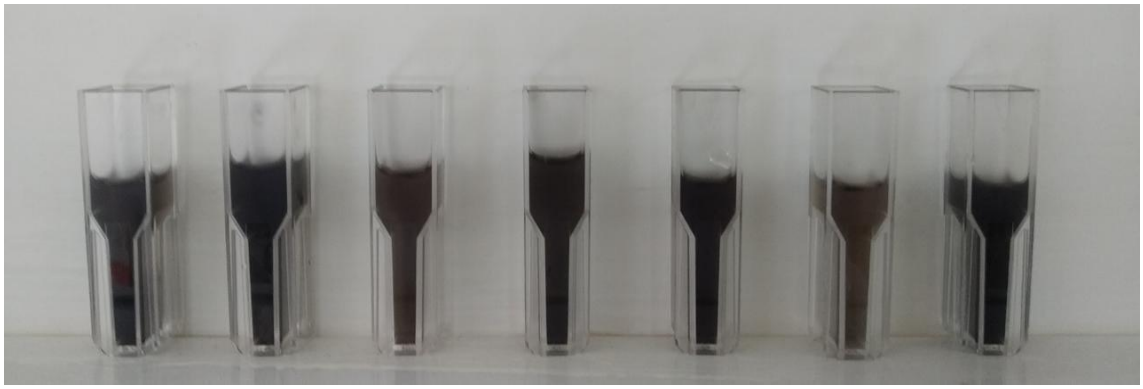


Figura 1. Aguas residuales tratadas con los diferentes adsorbentes.

Además, se identificaron varios metales pesados en niveles traza como Cu (0.25 mg/L), Cr (2.57 mg/L), Cd (0.02 mg/L), Ni (0.04 mg/L), Zn (3.84 mg/L) y Co (0.250 mg/L). En cuanto a los valores de Cu y Cr éstos se encuentran en el rango reportado en la literatura (0.15-3.65 mg/L y 0.028-9.67 mg/L para el Cu y el Cr, respectivamente), mientras que los valores para el Cd y Ni se encuentran por encima (0.088-0.88 mg/L y 0.124-7.57 mg/L para el Cd y el Ni,

respetivamente). Además, el valor encontrado para el Co fue 0.250 mg/L, sin embargo, no se encontraron valores reportados para este metal en la bibliografía consultada.

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos evaluados bajo diferentes condiciones.

Parámetro	ARC	ART-I	ART-II	ART-III	ART-IV	ART-CA	ART-II^{+}	ER 0631
Color	Negro azulado	Gris calor	Gris calor	Gris calor	Gris calor	Gris	Gris claro	-
Color (Pt-Co)	550.0	550	550	550	550	550	550	-
Temperatura (°C)	25	25	25	25	25	25	25	
pH (U of pH)	9.90	2.65	3.29	2.47	2.26	2.46	2.56	6.00-9.00
Turbidez (NTU)	169	61.2	1.21	13.9	10.9	97	R. B	-
Conductividad Eléctrica (mS/cm)	69.1	26	26.5	24.9	31.5	36.7	31.2	-
Sólidos Totales (mg/L)	3320	3780	2780	4620	3800	4180	5040	-
Sólidos Totales Sedimentables (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00
Alcalinidad Total (mg $CaCO_3$/L)	1134.0	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	-
Acidez Total (mg $CaCO_3$/L)	590.6	395.61	149.99	403.82	606.27	545.77	262.11	-
Nitrato Total (mg NO_3^-/L)	222.3	180.3	164.4	173.9	149.1	136.3	140.0	-
Cloruro(mg/L)	> 1000							1200
Cobre Total (mg/L)	0.25	0.11	0.13	0.08	0.07	0.17	0.33	1.00
Cromo Total (mg/L)	2.57	1.49	1.26	1.16	1.42	2.31	1.7	0.50
Cadmio Total (mg/L)	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
Níquel Total (mg/L)	0.04	0.05	0.12	0.14	0.06	0.02	0.05	0.50
Zinc Total (mg/L)	3.84	3.38	3.61	3.50	3.31	0.92	3.48	3.00
Cobalto Total (mg/L)	0.250	0.250	0.250	0.250	0.250	0.250	0.250	0.50
DQO (mg O_2/L)	1628.8	1391.2	1381.4	1376.5	1381.4	1391.2	1375.8	400.00
DBO_5 (mg O_2/L)	786.5	556.5	337.5	484.5	430.5	678.5	346-5	200.00
COT (mg O_2/L)	854.6	503.4	421.7	511.1	479.4	620.1	467.1	-

ER 0631: Límites permisibles establecidos por la Resolución Colombiana 0631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. N.D: No Detectable.

Como se puede observar en la Tabla 6, los valores obtenidos para la DBO5 y la DQO se encuentran en el orden de los reportados para este tipo de efluentes (80-9273 mg O2/L y 267-4150 mg O2/L para la DBO5 y DQO, respectivamente). Para el caso del COT, su valor supera el rango de todos los encontrados en la literatura consultada (52-309 mg O2/L). Por otro lado, el grado de biodegradabilidad tanto del agua residual cruda como de la tratada con los diferentes adsorbentes fue monitoreado midiendo la DBO5, DQO y COT y estableciendo diferentes relaciones entre ellos (Tabla 7). Por ejemplo, un parámetro generalmente utilizado para identificar la biodegradabilidad de los diferentes tipos de aguas residuales industriales es la relación DBO5/DQO, que permite determinar cuánta DQO (materia orgánica e inorgánica contenida en una muestra) de una descarga es susceptible de ser degradada por los microorganismos en 5 días. Así, el índice de biodegradabilidad (DBO5/DQO) calculado para el agua residual inicial no tratada fue de 0.48 (Tabla 8), esto indica la presencia de materia mayormente inorgánica en las aguas residuales que probablemente puede atribuirse a la presencia de un exceso de concentración de sales soluble y también sugiere que una parte sustancial de la materia orgánica será difícilmente biodegradada. Por otra parte, el valor obtenido para la DBO5/COT fue 0.92 para la misma agua (Tabla 8), de acuerdo con la literatura, dicho valor es un indicativo de que el efluente tiene alto contenido de compuestos orgánicos de carácter no biodegradable. Por lo tanto, un tratamiento biológico no sería suficiente para remover la materia orgánica de carácter recalcitrante presente en el presente vertido industrial. En diferentes estudios reportados en la literatura se afirma que bajos valores para la relación DQO/COT (generalmente inferiores a 2) son indicativos de efluentes conformados con un alto

contenido de compuestos orgánicos de carácter refractario. El valor obtenido para esta relación (1.91) confirma una vez más la baja biodegradabilidad del agua residual cruda de la industria textil.

Tabla 7. Criterios de biodegradabilidad según la relación DBO_5/DQO y DBO_5/COT.

DBO_5/DQO	**Carácter de Biodegradabilidad**
> 0.8	Muy biodegradable
0.7 – 0.8	Biodegradable
0.3 – 0.7	Poco biodegradable
<0.3	No biodegradable
DBO_5/COT	**Carácter**
0.2-0.56	Biodegradable
0.57-1.44	Poco biodegradable
>1.44	No biodegradable

Pruebas de adsorción con los diferentes adsorbentes

Igualmente, en la Tabla 8 se presentan los parámetros fisicoquímicos evaluados una vez realizado el proceso de adsorción con diferentes adsorbentes. Para cada una de las pruebas realizadas, se observó una disminución significativa en el color, el cual cambió de un negro azulado a un tono grisáceo claro. En cuanto al pH del efluente, una vez tratado con los diferentes adsorbentes se obtuvo un valor entre 2.26 y 3.29, esto debido a que el tratamiento se realizó en un medio ácido según el procedimiento presentado en la Tabla 2. Estos valores de pH no cumplen con el rango establecido por la normatividad colombiana (6.00 a 9.00), por lo cual es necesario realizar un tratamiento posterior al agua tratada para cumplir con este parámetro.

Por otro lado, una vez trata el agua con los diferentes adsorbentes se identificó el cambio en la concentración de metales. Al igual que en el caso del agua residual cruda (ARC), las aguas tratadas presentaron concentraciones de Cr y Zn eran ligeramente superiores a los límites permisibles asignados por el gobierno de Colombia para este tipo de efluentes, sin embargo, se presentó una disminución significativa en la concentración de estos metales. Adicionalmente, la concentración de Cu, Cd, Ni y Co una vez tratada el agua residual presentaron concentraciones más bajas que las establecidas en la normatividad.

Tabla 8. Relaciones de DBO_5/DQO, DBO_5/COT y porcentaje de remoción para los parámetros fisicoquímicos evaluados bajo las diferentes condiciones.

Parámetro	**ARC**	**ART-I**	**ART-II**	**ART-III**	**ART-IV**	**ART-CA**	**ART-II$^+$**
DBO_5/DQO	0.48	0.40	0.24	0.35	0.31	0.49	0.25
DBO_5/COT	0.92	1.11	0.80	0.95	0.90	1.09	0.74
%DQO	-	14.59	15.19	15.48	15.19	14.59	15.53
%DBO5	-	29.24	57.09	38.40	45.26	13.73	55.94
%COT	-	41.10	50.66	40.19	43.90	27.44	45.34
% Decoloración	-	33.91	47.04	42.86	44.74	22.01	35.88
Cu (%)	-	66.67	60.61	75.76	78.79	48.48	24.24
Cr (%)	-	42.02	50.97	54.86	44.75	10.12	33.85
Cd (%)	-	100.00	100.00	100.00	100.00	85.00	100.00
Ni (%)	-	64.3	14.3	7.1	64.3	78.6	64.3
Zn (%)	-	11.98	5.99	8.85	13.80	88.80	9.38
Co (%)	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Por otro lado, en la Tabla 8 se presentan los porcentajes de remoción de color y de metales con los diferentes adsorbentes. Como es posible evidenciar, la mayor remoción de color se obtuvo con el adsorbente Tipo II (47.04%), el cual corresponde al carbón de llanta

obtenido a 700 °C y activado con CO2, seguido por los adsorbentes Tipo IV (44.74%), Tipo III (42.86%) y Tipo I (33.91%), valores de remoción de color superiores al obtenido empelando carbón activado comercial (22.01%), lo anterior puede ser asociado a la composición superficial de los carbones de llanta respecto al carbón activado comercial. Debido a que se obtuvo el mayor porcentaje de decoloración con el adsorbente Tipo II se realizó una prueba de adsorción a las condiciones de salida del efluente de la empresa textil (100 mg de adsorbente, 25 °C y pH 9.9) obteniendo un porcentaje de remoción de 35.88%, remoción superior al obtenido con el carbón activado comercial.

En cuanto a la remoción de metales, todos los carbones de llanta presentaron mejor remoción que el carbón activado comercial para el Cu (48 a 72%), Cr (42.02 a 54.86%) y Cd (100%). Para el caso del Ni, se obtuvo un aumento en la cantidad de este metal presente en el agua tratada respecto al agua cruda, lo cual puede ser debido a la composición del carbón de llanta, donde, el caucho de llanta tiene dentro de su estructura metales como el Cu, Zn y Ni.

Los porcentajes de remoción de contaminantes como DQO, Co y Cd fueron muy similares para todos los adsorbentes evaluados y a las diferentes condiciones de pH aplicadas al agua residual real. Por otro lado, los porcentajes de remoción de color, materia orgánica e inorgánica obtenidos varían en un rango de 22.01 a 47.04 % para el color, de 13.73 a 57.09 % para la DBO5 y de 27.44 a 50.66 % para el COT, según el tipo de adsorbente de llanta empleado y las condiciones evaluadas. Lo anterior indica que factores como las condiciones de síntesis de los adsorbentes y el pH del agua residual tienen un gran efecto en los porcentajes de remoción de los diferentes contaminantes. Los adsorbentes evaluados diferentes secuencias en orden creciente de porcentaje de remoción para los siguientes tipos de contaminantes:

DBO_5: CA < Tipo I < Tipo III < Tipo IV < Tipo II^+ ≈ Tipo II

COT: CA < Tipo III ≈ Tipo I ≈ Tipo IV≈ Tipo II^+ < Tipo II

Color: CA < Tipo I ≈ Tipo II^+ < Tipo III ≈ Tipo IV ≈ Tipo II

Cr: CA < Tipo II^+ < Tipo I ≈ Tipo IV < Tipo II < Tipo III

Cu: Tipo II^+ < CA < Tipo II < Tipo I < Tipo III ≈ Tipo IV

Ni: Tipo III << Tipo II = Tipo I = Tipo IV = Tipo II^+ < CA

Zn: Tipo II ≈ Tipo III = Tipo II^+ ≈ Tipo I ≈ Tipo IV << CA

Los anteriores resultados claramente demuestran que un adsorbente determinado puede ser muy efectivo para la remoción de uno o varios contaminantes mientras que para otros no, lo cual probablemente depende de la naturaleza física y química tanto del adsorbente como del contaminante en cuestión y el tipo de interacciones que se pueden presentar entre ambos. De esta manera se puede concluir que no es fácil afirmar que existe un adsorbente ideal para el tratamiento de un agua residual real para la remoción completa de los diferentes contaminantes, sin embargo, es bastante importante evaluar su efectividad en presencia de otros contaminantes ya que se presentar diferentes fenómenos de competencia e inhibición entre los mismos que pueden afectar la eficiencia de los adsorbentes en la remoción de estos.

CONCLUSIONES

Los carbones de llantas se pueden usar como adsorbentes en el tratamiento de aguas residuales reales de la industria textil, principalmente se carbón activado obtenido a 700 °C y

sin activación podría ser efectivo para la remoción eficiente de la mayoría de los contaminantes con porcentajes de remoción superiores al 50%, excepto para Cu, Zn y Ni. Los mayores porcentajes de remoción para los diferentes contaminantes se obtuvieron con el carbón obtenido Tipo II, adicionalmente dichos porcentajes de remoción son ligeramente mayores para todos los parámetros en comparación con los obtenidos con el carbón activado comercial.

REFERENCIAS

Acosta, R., Nabarlatz, D., Sánchez-Sánchez, A., Jagiello, J., Gadonneix, P., Celzard, A., y Fierro, V. (2018). Adsorption of Bisphenol A on KOH-activated tyre pyrolysis char. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *6*, 823–833.

Amin, M. N., y Blackburn, R. S. (2015). Sustainable chemistry method to improve the wash-off process of reactive dyes on cotton. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, *3*, 725–732.

El-Halwany, M. M. (2010). Study of adsorption isotherms and kinetic models for Methylene Blue adsorption on activated carbon developed from Egyptian rice hull (Part II). *Desalination*, *250*, 208–213.

Ennaciri, K., Baçaoui, A., Sergent, M., y Yaacoubi, A. (2014). Application of fractional factorial and Doehlert designs for optimizing the preparation of activated carbons from Argan shells. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, *139*, 48–57.

Gül, Ü. D. (2013). Treatment of dyeing wastewater including reactive dyes (Reactive Red RB, Reactive Black B, Remazol Blue) and Methylene Blue by fungal biomass. *Water SA*, *39*, 593–598.

Hamdaoui, O., Naffrechoux, E., Suptil, J., y Fachinger, C. (2005). Ultrasonic desorption of p-chlorophenol from granular activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, *106*, 153–161.

Hamdaoui, Oualid, y Naffrechoux, E. (2007). Modeling of adsorption isotherms of phenol and chlorophenols onto granular activated carbon. Part I. Two-parameter models and equations allowing determination of thermodynamic parameters. *Journal of Hazardous Materials*, *147*, 381–394.

Karim, M. E., Dhar, K., y Hossain, M. T. (2018). Decolorization of textile reactive dyes by bacterial monoculture and consortium screened from textile dying effluent. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, *16*, 375–380.

Mui, E. L. K., Cheung, W. H., Valix, M., y McKay, G. (2010). Dye adsorption onto activated carbons from tyre rubber waste using surface coverage analysis. *Journal of Colloid and Interface Science*, *347*, 290–300.

NORIT Americas Inc. (2003). *Datasheet DARCO 20X40 Granular Activated Carbon*. 1–2.

Panić, S., Rakić, D., Guzsvány, V., Kiss, E., Boskovic, G., Kónya, Z., y Kukovecz, Á. (2015). Optimization of thiamethoxam adsorption parameters using multi-walled carbon nanotubes by means of fractional factorial design. *Chemosphere*, *141*, 87–93.

Silence, L., Rule, M., y Christina, B. (2004). *Effect of Environmental Factors in the Decolorization of Remazol Btilliant Blue R by Polyporus SP. S133*. *19*, 123–130.

Sweetman, M., May, S., Mebberson, N., Pendleton, P., Vasilev, K., Plush, S., y Hayball, J. (2017). Activated Carbon, Carbon Nanotubes and Graphene: Materials and Composites for Advanced Water Purification. *C*, *3*, 18.

Vanaamudan, A., Chavada, B., y Padmaja, P. (2016). Adsorption of reactive blue 21 and reactive red 141 from aqueous solutions onto hydrotalcite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *4*, 2617–2627.

Wang, X., Jiang, C., Hou, B., Wang, Y., Hao, C., y Wu, J. (2018). Carbon composite lignin-based adsorbents for the adsorption of dyes. *Chemosphere*, *206*, 587–596.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid por la financiación del proyecto de investigación titulado “Aprovechamiento y valorización de residuos de llantas usadas: Una alternativa ambiental y económicamente viable”, aprobado en la Convocatoria de Proyectos de Investigación Sede Central y Sedes Regionales del Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2018 y con centro de costo 2061080360, adscrito al Grupo de Investigación en Catálisis Ambiental y Recursos Renovables (CAMER).

REMOCIÓN DE CONTAMINANTES DE UN AGUA RESIDUAL REAL DE LA INDUSTRIA TEXTIL USANDO BIOCARBONES DE CÁSCARA DE NARANJA

Ardila Arias, A. N.[1]; Bedoya Betancur, S.[2]; Amar Gil, S. [3]; Arriola Villaseñor, E.[4]; Barrera Zapata, R.[5]; Hernández, J. A.[6]; Zepeda, T. A.[7]

[1, 2, 3, 4] Research Group in Environmental Catalysis and Renewable Energies, Facultad de Ciencias Básicas Sociales y Humanas, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Apartado Aéreo 49-32, Medellín, Colombia.
[5] Grupo CERES Agroindustria e Ingeniería, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia UdeA, Calle 70 No. 52-21, Medellín Colombia.
[6] Instituto Politécnico Nacional UPIIG. Av. Mineral de Valenciana 200, Col. Fraccionamiento Industrial Puerto Interior, 36275 Silao de la Victoria, Gto., México.
[7] Centro de Nanociencias y Nanotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ensenada, BC. 22800, México.
Email: [1*]anardila@elpoli.edu.co, [2]santiago_bedoya27081@elpoli.edu.co, [3]sebastianamar@elpoli.edu.co, [4]erasmoarriola@elpoli.edu.co, [5]rolando@udea.edu.co, [6]trino@cnyn.unam.mx, [7]jahernandezma@ipn.mx

RESUMEN
La efectividad de los adsorbentes provenientes de cáscara de naranja para la remoción de contaminantes como colorantes, materia orgánica e inorgánica y metales pesados depende de la temperatura de síntesis del adsorbente y de las condiciones del pH del agua residual, de esta manera los mayores porcentajes se remoción para la mayoría de los contaminantes se obtuvieron con los adsorbentes obtenidos a 700 °C a valores de pH básicos. Adicionalmente, se evidenció que los porcentajes de remoción de todos los contaminantes fueron superiores para todos los adsorbentes sintetizados en comparación con los obtenidos con el carbón activado.

PALABRAS CLAVE: proceso de adsorción, biocarbón, cáscara de naranja, agua residual de la industria textil.

ABSTRACT
The orange peel adsorbent effectiveness the removal of contaminants such as colorants, organic and inorganic matter and heavy metals depends on the synthesis temperature of the adsorbent and on the pH value of the textile industry wastewater. In this study the highest removal percentages for most of the contaminants were obtained with the adsorbents obtained at 700 ° C at basic pH values. Furthermore, it was evidenced that the removal percentages of all pollutants were higher for all synthesized adsorbents compared to those obtained with activated carbon.

KEYWORDS: adsorption process, biochar, orange peels, textile industry wastewater.

INTRODUCCIÓN

La industria textil es la segunda industria más contaminante del medio ambiente sobretodo en aguas residuales después de la industria del petróleo (Brañez, Gutierrez, Perez, Uribe, & Valle, 2018). Esta industria juega un papel importante a nivel mundial ya que el consumo de productos textiles son de alrededor de 49 millones de Kg/año y se estima que éste aumentará debido al crecimiento poblacional y la industrialización(Isik, Arikan, Bouras, & Dizge, 2019). Las aguas residuales generadas por la industria textil contienen una alta alcalinidad, alta

demanda bioquímica de oxígeno (DBO), alta demanda química de oxígeno (DQO) y alto contenido de carbono orgánico total (COT) (Khan, Anas, & Malik, 2019), como también son ricas en nitrógeno y fósforo total, los cual puede causar eutrofización en aguas y suelos (Oyebamiji, Boeing, Holguin, Ilori, & Amund, 2019). Adicionalmente, se han encontrado otro tipo de contaminantes que son tóxicos y generan un gran riesgo para la salud humana, animales, plantas, y el medio ambiente (Liu et al., 2019), entre los que se comprenden metales pesados (cadmio, cromo, plomo, níquel, cobre, hierro, etc.), amoniaco, sulfuros, grasas y aceites (Hossain, Sarker, & Khan, 2018). Los colorantes utilizados en la industria textil son categorizados en diferentes tipos con base a su estructura compleja. El grupo cromóforo es la parte predominante que imparte el color al agua residual proveniente de los colorantes azo (N=N), antraquinona (=C=O) y ftalocianina (Shoukat, Khan, & Jamal, 2019). Debido a la compleja estructura química y el origen sintético, los hacen resistentes a tratamientos convencionales, generando una gran toxicidad y baja biodegradabilidad (Kaur, Kushwaha, & Sangal, 2018; Tabasco. et al., 2012). Además, algunos productos secundarios de la degradación, como las aminas aromáticas, permanecen en las aguas residuales (Basiglini, Pintore, & Forni, 2018; Sathya, Keerthi, Nithya, & Balasubramanian, 2019), las cuales suelen ser mutagénicas y carcinogénicas(Nakhate, Gadipelly, Joshi, & Marathe, 2019).

Como resultado de la contaminación de este tipo de aguas residuales, se han implementado diferentes tecnologías para su tratamiento con el objetivo de proteger el medio ambiente y al hombre. Generalmente, estos tratamientos están compuestos por métodos físicos como membranas de filtración y adsorción (Erkanlı, Yilmaz, Çulfaz-Emecen, & Yetis, 2017), métodos químicos tales como procesos de oxidación avanzada (coagulación/floculación), y procesos electroquímicos (Liang et al., 2018; Tavangar, Jalali, Alaei Shahmirzadi, & Karimi, 2019). También, métodos biológicos como degradación microbiológica y sistemas híbridos (GilPavas, Dobrosz-Gómez, & Gómez-García, 2019). Sin embargo su eliminación mediante estos métodos físico-químicos convencionales, requieren de una gran cantidad de reactivos, tiempos prologados, grandes espacios físicos y altos consumos energéticos, requiriendo de esta manera costos de operación elevados (Jung, Choi, Hwang, Jeong, & Ahn, 2016; Rajasimman, Babu, & Rajamohan, 2017; Sathya et al., 2019; Tara et al., 2019).

Debido a las distintas limitaciones de esas técnicas convencionales, especialmente en cuanto a la incapacidad para remover algunos contaminantes, se han desarrollado normas para controlar y minimizar el impacto ambiental. En Colombia, la Resolución Colombiana 0631 de 2015 establece los parámetros y valores permisibles para las descargas específicas a cuerpos de aguas superficiales y sistemas de alcantarillado público. Sin embargo, esta norma no indica las concentraciones máximas permisibles de colorantes en los efluentes industriales (*Minambiente,* 2015). En este sentido, se han explorado otro tipo de técnicas que superan algunos de los inconvenientes de las técnicas convencionales. La adsorción es una de las técnicas que ha ganado importancia, debido a su eficacia en la eliminación de contaminantes y la regeneración del adsorbente y recuperación de contaminantes, a través de ciclos de adsorción – desorción (Monte Blanco, 2017). Sin embargo, su aplicación en la realidad podría estar limitada por los altos costos del adsorbente. Por ejemplo, el carbón activado a pesar de ser utilizado ampliamente en distintas industrias, lo que respecta a la salud, gracias a su poder adsorbente de químicos y toxinas, esta propiedad se convierte en una desventaja, pues bien es capaz también de robar algunos nutrientes, convirtiéndolo así en un riesgo para la salud (Park et al., 2018).

Asimismo, en el acondicionamiento de agua para consumo humano, la introducción de procesos de tratamientos que incluyen algunos filtros con carbón activado, pueden añadir sustancias más que eliminarlas (Berdonces, 2008). Por otra parte, se ha reportado potenciales

adsorbentes no convencionales para la remoción de colorantes, entre los que se incluye, bioadsorbentes naturales, materiales industriales y de desechos agroindustriales (Pachathu, Ponnusamy, & Srinivasan, 2016). Algunos estudios han reportado que el carbón obtenido por pirólisis de residuos agrícolas como la naranja, son menos costosos que aquellos obtenidos de otras fuentes tradicionales (Cartagena, 2017). Un beneficio adicional es que la materia prima para su producción proviene de residuos orgánicos lo cual particularmente se estaría obteniendo una disminución de la materia orgánica, el incremento de la erosión y la degradación física del medio ambiente(Escalante, 2016).

Específicamente hablando de la producción global de cítricos, se producen cerca de 124 millones de toneladas anuales, siendo los mayores productores Brasil, China, India, USA y E.U-27 (Caldeira et al., 2020). Los cítricos son una de las frutas más importantes en el mundo, aproximadamente una tercera parte de los cítricos son procesados y las cáscaras son usualmente descartadas como desecho, las cuales generalmente provienen de la producción de jugos, conllevando a un sinnúmero de problemáticas en diferentes temas ambientales. El jugo de naranja es un importante producto de la agroindustria a nivel global. Se estimó una producción de 1.6 toneladas para la temporada 2015-2016 de acuerdo al departamento de agricultura de Estados Unidos (Calabrò, Paone, & Komilis, 2018). Para el caso específico de Colombia, el cítrico mayormente cultivado es la naranja (cerca del 71% de la producción total de cítricos) (Cerón-Salazar & Cardona-Alzate, 2011), con una producción cercana a 230 mil ton/año, sin embargo, la industria de cítricos Colombiana tiene un desarrollo bajo comparado a otros sectores, generándose de este modo grandes cargas de residuos (naranjas en fruta, cascaras, pulpa y semillas) (“Diagnóstico y Análisis de los Recursos para la Fruticultura en Colombia,” 2006; Peñaranda, Montenegro, & Giraldo, 2018). Siendo la naranja uno de los residuos agroindustriales mayormente generado a nivel internacional y nacional, en el presente trabajo se propone como materia prima para la obtención de bioadsorbente como una alternativa sostenible y económica para la remoción de diferentes contaminantes presentes en las aguas residuales reales de la industria textil. Adicionalmente, con el fin de evaluar la efectividad de los adsorbentes obtenidos, también se llevaron a cabo los mismos tratamientos usando carbón activado comercial.

MÉTODOS Y MATERIALES

Obtención de los biocarbones de cáscara de naranja

Las cáscaras de naranja se recolectaron sistemáticamente de diferentes domicilios y locales gastronómicos, éstas fueron lavadas con agua desionizada y posteriormente se sometieron a un proceso de secado a 80 °C hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente, se realizó el proceso de trituración en un molino de cuchillas y se pasó el material por un tamiz ASTM de malla 30. Las muestras en polvo obtenidas se almacenaron en un lugar seco, previo al proceso de pirólisis. Seguidamente, se obtuvieron dos tipos de biocarbones por pirólisis a partir de la biomasa en polvo obtenida previamente, para lo cual se sometieron dos muestras a calentamiento a 10 °C/min desde 25 °C hasta 500 °C (NCT1) y 700°C (NTC2), respectivamente, bajo flujo constante de 25 mL/min de N2, manteniéndolos por 3 horas a la respectiva temperatura con el mismo flujo del gas inerte en un reactor tubular de flujo continuo.

Obtención del carbón activado comercial

El carbón activado DARCO 20 x 40 (CA) producido por Norit (Norit Americas Inc.) fue seleccionado como un carbón activado granular de uso general, el cual presenta área superficial de 650 m2/g y diámetro promedio de partícula de 0.7 mm (tamaño de partícula entre

malla 20 y 40). Según el productor, este material es usado en una variedad de aplicaciones, incluyendo la purificación de agua, debido a su capacidad de eliminar eficientemente sabores, olores y colores. Este material se derivó de la activación por vapor de carbón mineral (lignito) seguido de un lavado ácido para la remoción de sales solubles (NORIT Americas Inc., 2003).

Jornada de muestreo y aforo del agua residual real de la industria textil

Las aguas residuales de la industria textil, además de poseer altas concentraciones de colorantes, pueden contener cantidades elevadas de sales inorgánicas como sulfatos, carbonatos, nitratos junto con metales pesados. Estos contaminantes pueden afectar el proceso de adsorción de los colorantes y probablemente los resultados con un agua ideal serán diferentes a los obtenidos con un agua real, por lo tanto, habría que optimizar nuevamente las mejores condiciones encontradas en los ensayos con las soluciones ideales. De esta manera, para evaluar el desempeño de las condiciones óptimas, se utilizó un efluente real de una planta de producción de textiles ubicada en el municipio de Caldas-Antioquia, Colombia.

Para recolectar el efluente se realizó una jornada de aforo y un plan de muestreo, esto con el fin de obtener una muestra compuesta representativa. El muestreo se llevó a cabo durante 3 horas, tiempo empleado para el lavado con agua potable de tanques y tolvas que se encuentran contaminadas con los colorantes. Durante este periodo se tomaron doce muestras simples cada 15 minutos, cada una con un volumen igual a 1 L, a las cuales se les midió inmediatamente parámetros fisicoquímicos como caudal, temperatura, pH, conductividad, turbidez, color y oxígeno disuelto. A partir de estas muestras simples se formó una muestra compuesta y se realizó la medición de los mismos parámetros y adicionalmente se le analizaron parámetros ex situ como demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), carbono orgánico total (COT), cloruros, nitratos y metales pesados (Zn, Cd, Cr, Cu y Ni), entre otros. El análisis de estos parámetros se realizó en un laboratorio acreditado siguiendo las normas de la APHA, AWWA y WEF para el análisis de aguas superficiales y aguas residuales. Cada muestra se almacenó en recipientes de plástico de alta densidad a 4 °C y se adicionaron unas gotas de ácido sulfúrico grado reactivo para evitar el crecimiento de microorganismos. Finalmente, se conservó y vigiló todas las muestras de manera adecuada para garantizar la integridad de la cadena de custodia de las mismas. En la Tabla 1 se listan los parámetros analizados y el método analítico utilizado para cada uno.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos evaluados y método aplicado.

Parámetro	Unidades	Método
Color	-	Color a simple vista
Temperatura	°C	AWWA-4500H$^+$
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O_2/L	AWWA-4500OC
Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO_5)	mg O_2/L	AWWA-5210B
Carbono Orgánico Total (COT)	mg O_2/L	AWWA-5310B
Sólidos Totales	mg/L	AWWA-2540B
Sólidos Totales Sedimentables	mg/L	AWWA-2540E
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/L	AWWA-2320B
Acidez Total	mg $CaCO_3$/L	AWWA-2310B
Color	Pt-Co	AWWA-2120
pH	Units of pH	AWWA-4500H$^+$
Conductividad Eléctrica	µS/cm	AWWA-2510B
Turbidez	NTU	AWWA-2130B
Nitratos Totales	mg/L	AWWA-4500B
Cobre Total (Cu)	mg/L	AWWA-3500 Cu

Parámetro	Unidades	Método
Cromo Total (Cr)	mg/L	AWWA-3500-Cr B
Cadmio Total (Cd)	mg/L	AWWA-3500 Cd
Níquel Total (Ni)	mg/L	AWWA-3500 Ni
Zinc Total (Zn)	mg/L	AWWA-3500 Zn
Cobalto Total (mg/L)	mg/L	AWWA-3111 Co B
Cloruros Totales	mg/L	AWWA-4500-Cl- D

Pruebas de adsorción con el agua residual real

Las pruebas de adsorción se realizaron en un sistema por lotes mediante un erlenmeyer de 250 mL, con 50 mL del efluente real, a un pH de 3.0 y con 100 mg de adsorbente. Dicho proceso se llevó a cabo en una incubadora con control de agitación y temperatura, marca VWR a 120 rpm durante 24 h a 25 °C. Una vez finalizado el tiempo de adsorción, la separación del adsorbente se realizó mediante filtración por gravedad (15 minutos). Todas las pruebas de adsorción se realizaron por triplicado. Es importante resaltar que las condiciones experimentales seleccionadas fueron establecidas en un estudio previo, en el cual se determinó que las mejores condiciones de adsorción de colorantes para los materiales sintetizados eran a un pH 3.0, temperatura de 25 °C, tiempo de 24 h y cantidad de adsorbente de 100 mg, con base a un estudio estadístico mediante el uso de superficies de respuestas utilizando el software Statgraphics (trabajo no publicado aún). Adicionalmente, se realizó una prueba de adsorción por triplicado a pH 9.0, el cual corresponde a la condición inherente del efluente del agua residual de la industria textil ubicada en el municipio de Caldas-Antioquia, Colombia.

El análisis de los resultados de la cantidad de colorante adsorbido en las muestras problema, se realizó empleando un espectrofotómetro UV-VIS, marca Genesys 10S a longitudes de onda de 420 nm, 548 nm y 665 nm, correspondiente al Amarillo 145, Rojo 250 y Azul turquesa 21, respectivamente. En la Tabla 2 se presentan las condiciones de tratamiento y nomenclatura del agua residual a tratar según el adsorbente empleado, donde, el termino ART-XX se refiere al agua residual tratada con el bioadsorbentes NCT1 (naranja con tratamiento 1), NTC2 (naranja con tratamiento 2) y CAC (carbón activado comercial). Adicionalmente, ARC corresponde al agua residual cruda o sin tratamiento.

Tabla 2. Nomenclatura y condiciones de tratamiento del agua residual real.

Código	Descripción	Condiciones de tratamiento
ARC	Agua residual cruda	-
ART-06	Agua residual tratada con adsorbente de naranja NCT2.	T=25 °C; pH=3
ART-07	Agua residual tratada con adsorbente de naranja NCT1.	T=25 °C; pH=3
ART-12	Agua residual tratada con adsorbente de naranja NCT2.	T=25 °C; pH=9
ART-10	Agua residual tratada con carbón activado comercial CAC.	T=25 °C; pH=3

La remoción de color se determinó en función del porcentaje de decoloración. Además, se determinó el porcentaje de remoción de DQO, DBO5, COT y algunos metales pesados Establecida las condiciones de tratamiento, se procedió a medir las absorbancias iniciales de las aguas residuales en las longitudes de onda máxima de cada colorante y a determinar el % de decoloración de los colorantes mediante la Ecuación 1.

$$\%Decoloración = \frac{\sum Ao - \sum Af}{\sum Ao} x100 \qquad \textbf{(Ec 1.)}$$

Igualmente, el cambio en los parámetros fisicoquímicos COT, DQO y DBO_5 fue calculado de acuerdo con la **Ecuación 2**.

$$Cambio\ parámetros\ fisicoquímicos\ (\%) = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \qquad \textbf{(Ec. 2)}$$

Donde, C0 y Cf son la concentración inicial y final respectivamente, a un tiempo de adsorción t.

Para determinar la efectividad del adsorbente en el proceso de tratamiento del agua residual de la industria textil, primero se compararon los valores obtenidos para los diferentes parámetros fisicoquímicos para el agua residual real cruda con los valores obtenidos para las muestras una vez finalizado el tratamiento, posteriormente estos valores se confrontaron con los valores máximo aceptables reportados en la normatividad ambiental colombiana (Resolución 0631 del 2015) para un efluente proveniente de la industria textil que se descargará a un cuerpo de agua superficial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización fisicoquímica de los adsorbentes

Los resultados de caracterización fisicoquímica de los bioadsorbentes obtenidos a diferentes temperaturas, no mostraron diferencias significativas en cuanto a la composición química, morfología, estructura y propiedades texturales, lo cual podría explicar el porqué de las pequeñas diferencias entre los porcentajes de remoción de la coloración y en los demás parámetros fisicoquímicos con los dos materiales evaluados. De esta forma, en la Tabla 3 se muestran las similitudes en las propiedades texturales de los materiales, donde las diferencias inclusive en los valores de área específica superficial se encuentran dentro del error experimental de la técnica (+20 m2/g).

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas y análisis elemental de los adsorbentes.

Tipo de Adsorbente	Punto Isoeléctrico	Área Superficial (m^2/g)	Volumen de poro (cm^3/g)	Diámetro de poro (nm)	Composición elemental (% w/w)					
					N	C	H	S	O	H/C
NCT1	9.4	4.67	0.0022	1.86	0	42.91	0.73	1.76	54.6	0.02
NCT2	11.2	8.03	0.0036	1.77	0	19.75	2.30	1.84	76.12	0.12
CAC	-	650	0.940	41.1	-	-	-	-	-	-

De acuerdo con la literatura [4], el contenido de cenizas de los materiales NCT1 y NCT2 es medio (5-10%) y alto (>10%). La relación H/C es usada frecuentemente como indicador del grado de aromaticidad y maduración de la biomasa, lo cual, a su vez se relaciona con su gran estabilidad en el ambiente. Las relaciones H/C para nuestros materiales es de 0.02 y 0.12 para NCT1 y NCT2 respectivamente, indicando una estructura tipo grafítica en los biocarbones obtenidos, resultados similares han sido reportados en la literatura [1]. Por otra parte, el perfil térmico de ambos bioadsorbentes presentó tres etapas de pérdida de peso. La primera etapa alrededor de 100 °C corresponde a la pérdida de moléculas de agua ocluidas o adsorbidas con un porcentaje de 7.10 y 10.32% para el NCT1 y NCT2, respectivamente. La segunda etapa (entre 150 y 800 °C) con un máximo porcentaje de pérdida de peso de 17.9% y 10.3% para NCT1 y NCT2, respectivamente, está comúnmente relacionada con la descomposición térmica de la hemicelulosa y los enlaces glicosídicos β-(1→4) de la celulosa.

La tercera etapa por encima de los 800 °C se asocia a la descomposición de estructuras aromáticas y la celulosa y lignina remanente.

Caracterización fisicoquímica del agua residual real cruda

Los parámetros fisicoquímicos evaluados para el agua residual real de la industria textil se indican en la Tabla 4. También se presentan comparaciones con la norma de calidad ambiental establecida por el Gobierno de Colombia (Resolución 0631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible del 17 de marzo de 2015).

En la Figura 1, se puede observar el agua residual real de la industria textil sin tratamiento, la cual tiene un color negro azulado, debido a la presencia de los colorantes hidrolizados que pierden la capacidad de unión con los tejidos y, por lo tanto, le confieren coloración al efluente. Sin embargo, no es posible conocer exactamente la identidad de dichos colorantes, ya que se desconoce la composición exacta del efluente textil debido al hecho de que contiene una mezcla compleja de colorantes a varias concentraciones. Adicionalmente el efluente evidencia un color en unidades de Pt-Co equivalente a 550, el cual se encuentre dentro del rango reportado en la literatura (240-10000 Pt-Co). El pH del agua es ~ 10.0, valor cercano a los reportados en la literatura para este tipo de aguas residuales, los cuales son altamente básicos (8.5-12.4).

Los valores reportados en la literatura para la turbidez de este tipo de aguas son bastante variados, pues se han reportado valores desde 17.2 UNT hasta 9251 UNT. El valor encontrado para el agua residual cruda de este estudio se corresponde a 169 UNT. En cuanto a la conductividad eléctrica el valor encontrado (69.1 mS/cm) es muy similar a la mayoría de los valores reportados en la literatura (6.8-103 mS/cm). El valor obtenido para los sólidos totales se encuentre por debajo de los reportados en la literatura (5420- 116468 mg/L). Adicionalmente, no se logró medir sólidos sedimentables totales. La alcalinidad y la acidez reflejaron valores de 1134 y 590.6 mg/L, respectivamente, sin embargo, no se encontraron valores reportados para estos parámetros en la bibliografía consultada. Cabe destacar que los altos contenidos de nitratos totales (222.3 mg/L) y cloruros totales (1800 mg/L) encontrados en el agua residual cruda son típicos a la mayoría de los reportados en la literatura efluentes de la industria textil (10.3 – 464 mg/L para nitratos y 745-1912 mg/L para cloruros totales).

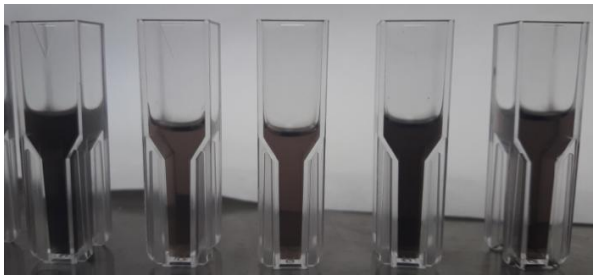


Figura 1. Aguas residuales tratadas con los diferentes adsorbente

Además, se identificaron varios metales pesados en niveles de traza como Cu (0.25 mg/L), Cr (2.57 mg/L), Cd (0.02 mg/L), Ni (0.04 mg/L), Zn (3.84 mg/L) y Co (0.250 mg/L). En cuanto a los valores de Cu y Cr éstos se encuentran en el rango reportado en la literatura (0.15-3.65 mg/L y 0.028-9.67 mg/L para el Cu y el Cr, respectivamente), mientras que los valores para el Cd y Ni se encuentran por encima (0.088-0.88 mg/L y 0.124-7.57 mg/L para el Cd y el Ni, respetivamente). Además, el valor encontrado para el Co fue 0.250 mg/L, sin embargo, no se encontraron valores reportados para este metal en la bibliografía consultada.

El grado de biodegradabilidad tanto del agua residual cruda como de la tratada fue monitoreado midiendo la DBO5, DQO y COT. Los resultados de estos parámetros se indican en la misma Tabla 4. Los valores obtenidos para la DBO5 y la DQO se encuentran en el orden de los reportados para este tipo de efluentes (80-9273 mg O2/L y 267-4150 mg O2/L para la DBO5 y DQO, respectivamente). Para el caso del COT, su valor supera a todos los encontrados en la literatura consultada (52-309 mg O2/L). Un parámetro generalmente utilizado para identificar la biodegradabilidad de los diferentes tipos de aguas residuales industriales es la relación DBO5/DQO, que permite determinar cuánta DQO (materia orgánica e inorgánica contenida en una muestra) de una descarga es susceptible de ser degradada por los microorganismos en 5 días (Tabla 5). El índice de biodegradabilidad calculado (tomado como relación DBO5/DQO) para el agua residual inicial no tratada fue de 0.48, indica la presencia de materia mayormente inorgánica en las aguas residuales que probablemente puede atribuirse a la presencia de un exceso de concentración de sales soluble y también sugiere que una parte sustancial de la materia orgánica será difícilmente biodegradada.

El bajo valor inicial de DQO/COT de las aguas residuales indica que el contenido de compuestos orgánicos refractarios de las aguas residuales textiles es muy alto. En la literatura hay varios estudios que informan bajas relaciones iniciales de DQO/COT para las aguas residuales industriales.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos del agua residual real evaluados bajo diferentes condiciones.

Parámetro/Unidad	**ARC**	**ART-06**	**ART-12**	**ART-10**	**ART-07**	**ER 00631**
Color	Negro azulado	Negro claro	Azul-negro	Azul-negro	Negro claro	-
Color (Pt-Co)	550.0	550	550	550	550	-
Temperatura (°C)	25	25	25	25	25	-
pH (Unidades de pH)	9.90	2.71	2.90	2.46	2.27	6.00-9.00
Turbidez (UNT)	169	80	53	97	69	-
Conductividad Eléctrica (mS/cm)	69.1	29.1	38.1	36.7	39.3	-
Sólidos Totales (mg/L)	3320	4800	5480	4180	5240	-
Sólidos Sedimentables Totales	0	0	0	0	0	2.00
Alcalinidad Total (mg $CaCO_3$/L)	1134.0	N. D	N.D	N.D	N.D	-
Acidez Total (mg $CaCO_3$/L)	590.6	387.7	113.0	545.8	697.5	-
Nitratos Totales (mg NO_3^-/L)	222.3	185.2	154.5	136.3	176.7	-
Cloruros Totales (mg/L)	1800	1100	1000	1200	1150	1200
Cobre Total (mg/L)	0.25	0.16	0.19	0.17	0.12	1.00
Cromo Total (mg/L)	2.57	1.88	2.13	2.31	2.04	0.50
Cadmio Total (mg/L)	0.02	0.01	0.003	0.008	0.009	0.02
Níquel Total (mg/L)	0.04	0.03	0.02	0.03	0.02	0.50
Zinc Total (mg/L)	3.84	1.88	0.69	0.92	0.43	3.00
Cobalto Total (mg/L)	0.250	0.200	0.198	0.235	0.182	0.50
DQO (mg O_2/L)	1628.8	1381.4	1137.4	1391.2	1342.4	400.00
DBO_5 (mg O_2/L)	786.5	613.5	252.9	678.5	421.5	200.00
COT (mg O_2/L)	854.6	606.3	413.9	620.1	500.9	-

ER 00631: Límites permisibles establecidos por la Resolución Colombiana 0631 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

Tabla 5. Criterios de biodegradabilidad según la relación DBO_5/DQO y DBO_5/COT.

DBO_5/DQO	Carácter	DBO_5/COT	Carácter
> 0.8	Muy biodegradable	0.2-0.56	Biodegradable
0.7 – 0.8	Biodegradable	0.57-1.44	Poco biodegradable
0.3 – 0.7	Poco biodegradable	>1.44	No biodegradable
<0.3	No biodegradable		

Pruebas de adsorción con los diferentes adsorbentes

En la Figura 1, se observa las aguas residuales ARC, ART-06, ART-07, ART-10 y ART-12, respectivamente. De acuerdo con el Artículo 13 (Parámetros fisicoquímicos a monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas – ArnD a cuerpos de aguas superficiales de actividades asociadas con fabricación y manufactura de bienes) establecido en la Resolución 00631 de Colombia para la Fabricación de Productos Textiles, se deduce lo siguiente:

Acorde con el parámetro de pH establecido en la normatividad 00631, las aguas residuales con nomenclatura ARC, ART-06, ART-07, ART-10 y ART-12 no cumplen con dicho parámetro. Sin embargo, es importante aclarar que las aguas ART-06, ART-07, ART-10 y ART-12 se ajustaron a un pH cercano a 3, ya que, en un estudio previo mediante superficies de respuesta, se encontraron las condiciones óptimas para lo cual se da la mayor remoción de diferentes tipos de contaminantes de la industria textil.

Las muestras de aguas residuales tratadas y sin tratar, para los parámetros de DQO y DBO5 no cumple con lo establecido en la normatividad. Aunque se obtuvieron porcentajes de remoción de DQO y DBO5 aceptables es necesario realizar otros tratamientos adicionales con el objetivo del cumplimiento de los valores límites máximos permisibles en la ER00631. Conforme con los datos obtenidos para el parámetro de Sólidos Sedimentables según la normatividad para todas las muestras de aguas, se establece que todas cumplen con la normatividad. Lo cual indica que, para este parámetro en específico, no es necesario el uso de tratamientos extras. Con base a los datos de Nitratos Totales, Acidez Total y Alcalinidad Total, la normatividad exige el análisis y reporte de estos parámetros, para lo cual se obtuvieron datos en un rango de 130 mg NO3-/L y 230 mg NO3-/L, 110 mg CaCO3/L y 700 mg CaCO3/L, 1113 y N.D mg CaCO3/L, respectivamente.

Para el parámetro de Cloruros todas las aguas residuales tratadas y la sin tratar presentan valores por encima del límite máximo permisible, lo que infiere que es necesario el uso de otro tipo de técnicas para cumplir con lo establecido en la normatividad colombiana. Adicionalmente, se analizaron metales pesados presentes en este tipo de aguas. De acuerdo a los datos obtenidos de las aguas residuales con y sin tratamiento, se establece que los parámetros de Cobre Total, Cadmio Total, Níquel Total y Cobalto Total dados en mg/L cumplen con lo establecido con la Resolución. Es importante destacar, que el cadmio total para el agua residual cruda (ARC), se encontraba en el límite máximo permisible, sin embargo, mediante este método de adsorción las aguas ART-06, ART-07, ART-10 y ART-12 se lograron establecer en valores menores a 0.003mg/L.

Igualmente, el Cromo Total para todas las muestras de aguas no cumplen con lo establecido en la normatividad. Aunque se lograron establecer porcentajes de remoción aceptables, es necesario seguir trabajando en técnicas adicionales que permitan el cumplimiento de este parámetro. Para el parámetro de Zinc Total específicamente para la muestra ARC no cumple con el valor máximo establecido en la normatividad. Sin embargo, las

aguas residuales ART-06, ART-07, ART-10 y ART-12 cumplen con este parámetro obteniendo porcentajes de remoción significativos y también, logrando establecer este parámetro bajo los límites máximos establecidos por la norma. Con base a los datos de Nitratos Totales, Acidez Total y Alcalinidad Total, la normatividad exige el análisis y reporte de estos parámetros, para lo cual se obtuvieron datos en un rango de 130 mg NO3-/L y 230 mg NO3-/L, 110 mg CaCO3/L y 700 mg CaCO3/L, 1113 y N.D mg CaCO3/L, respectivamente.

De esta manera se deduce que, a pesar de que los resultados resultan ser prometedores aún es necesario mirar alternativas que permitan obtener porcentajes de remoción de estos parámetros, de tal manera, que puedan cumplir con los valores máximos permisibles en la ER 00631 y poder ser vertida en aguas superficiales.

Tabla 5. Porcentajes de remoción y relaciones de algunos parámetros bajo diferentes condiciones.

Parámetro	ARC	ART-06	ART-12	ART-10	ART-07
DBO_5/DQO	0.48	0.44	0.22	0.49	0.31
DBO_5/COT	0.92	1.01	0.61	1.09	0.84
Remoción de DQO (%)	-	15.2	30.2	14.6	17.6
Remoción de DBO_5 (%)	-	20.2	67.8	13.7	46.4
Remoción de COT (%)	-	29.1	51.6	27.4	41.4
Remoción de color (%)	-	32.7	32.1	22.0	21.0
Remoción de Cu (%)	-	36.0	24.0	32.0	52.0
Remoción de Cr (%)	-	26.8	17.1	10.1	20.6
Remoción de Cd (%)	-	85.0	85.0	85.0	85.0
Remoción de Ni (%)	-	25.0	50.0	25.0	50.0
Remoción de Zn (%)	-	51.0	76.0	88.8	88.8
Remoción de Co (%)	-	0.0	0.0	0.0	0.0

En cuanto a los resultados obtenidos con los diferentes adsorbente y a las diferentes condiciones de pH (Tabla 5), se puede evidenciar que en el análisis de los parámetros DQO, DBO5 y COT se observa que para los materiales sintetizados se obtuvo una mayor remoción con el adsorbente ART-12, seguido del ART-07 y por último el ART-06, pero todos ellos estuvieron por encima de los % de remoción obtenidos con el carbón activado comercial. En estos resultados se observa que para un mismo material el porcentaje de remoción se incrementa significativamente a condiciones básicas (pH=9, valor inherente del agua residual), lo que sugiere que no es necesario ajustar este parámetro al valor óptimo establecido en estudios previos.

En relación a la remoción de color, los materiales con los que se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción fueron los sintetizados a mayor temperatura (NCT2), sin embargo, el valor del pH de la solución no muestra una influencia significativa en el porcentaje de remoción de color para estos materiales, de hecho las pruebas ART-06 y ART-12 a pH 3 y 9 respectivamente, mostraron resultados muy similares 32.1 y 32.7 % respectivamente, sin embargo ambos valores son superiores a los obtenidos con carbón activado (22%), por su parte el ensayo realizado con el material sintetizado a menor temperatura pero a condiciones similares ART-07 mostró un valor de remoción muy similar (21%) al carbón activado comercial.

En relación al porcentaje de remoción para el Cu, se puede observar que los mayores valores se obtuvieron a condiciones de pH ácido (pH=3), en referente a la comparación con el mismo material evaluado a pH 3 y 9, se obtuvo menor remoción para el material evaluado a pH=9, de hecho, a estas condiciones se obtuvo el menor porcentaje de remoción de todos los

materiales evaluados. Claramente el comportamiento inverso se observa en los parámetros de DBO5, DQO y COT donde las condiciones básicas favorecen la remoción de estos parámetros.

En cuanto al porcentaje de remoción para el Cr, se observa que la remoción de este componente se favorece a condiciones ácidas, adicionalmente, se obtuvo mayor remoción de este contaminante con los materiales sintetizados en comparación con el carbón activado comercial, incluso en condiciones básicas (sin modificación del pH de la solución). En el caso del Ni se observa que además de una relación entre las condiciones de pH y los resultados de remoción, también influye las propiedades fisicoquímicas del material, ya que empleando el mismo material a diferentes valores de pH se observa mayor remoción a condiciones básicas (pH=9), sin embargo se obtuvieron remociones muy similares (50%) en comparación con otro material en condiciones ácidas (pH=3), lo cual indica una fuerte dependencia con las propiedades fisicoquímicas del material evaluado, además de las condiciones de pH del agua residual.

Para el Zn, se observa una tendencia similar en la dependencia del pH con el % de remoción, ya que con un mismo material se observó mayor remoción a pH básico, sin embargo, no es el factor predominante puesto que con los otros dos materiales se obtuvieron mayores porcentajes de remoción. De forma general, se observa que los materiales sintetizados, en la mayoría de los casos son superiores o similares al carbón activado comercial, para la remoción de todos los demás parámetros evaluados en este estudio, y los resultados obtenidos se sugieren que dichos materiales son promisorios en el tratamiento y remoción de algunos contaminantes presentes en este tipo de efluentes industriales como lo son las aguas residuales industriales.

CONCLUSIONES

Los valores obtenidos para todos los parámetros fisicoquímicos evaluados en el agua residual real de la industria textil se encuentran entre los rangos reportados en la literatura para este tipo de aguas residuales, lo cual claramente evidencia que dicha agua es características de los efluentes generados por este sector.

El agua residual real cruda de la industria textil no cumple con parámetros como pH, Cl, Cr, Zn, DQO y DBO5, de acuerdo con los valores límites máximos permisibles establecidos para los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas – ArnD a cuerpos de aguas superficiales de actividades asociadas como la fabricación y manufactura de bienes incluidos en la Resolución 00631 de Colombia para la Fabricación de Productos Textiles. Por el contrario, parámetros como sólidos sedimentables, Cu, Cd, Ni y Co se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles. Los tratamientos aplicados con los diferentes adsorbentes evaluados permitió disminuir significativamente la remoción de parámetros como Cl- y Zn, cumpliendo con lo establecido en la misma normatividad ambiental, sin embargo, se hace necesario evaluar otras condiciones o tratamientos adicionales para lograr remociones en cuanto a pH, Cr, DQO y DBO5 que permitan obtener valores inferiores a los límites máximos permisibles regulados por la normatividad colombiana.

REFERENCIAS

Basiglini, E., Pintore, M., & Forni, C. (2018). Effects of treated industrial wastewaters and temperatures on growth and enzymatic activities of duckweed (Lemna minor L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *153*, 54–59.

Berdonces, J. L. (2008). La problemática del tratamiento del agua potable. *Medicina Naturista*, *2*, 69–75.

Brañez, M., Gutierrez, R., Perez, R., Uribe, C., & Valle, P. (2018). Pollution of aquatic environments generated by textile industry. *Escuela Universitaria de Posgrado UNFV, Lima - Perú*, *V.XXIII*, 129–144.

Calabrò, P. S., Paone, E., & Komilis, D. (2018). Strategies for the sustainable management of orange peel waste through anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, *212*, 462–468.

Caldeira, C., Vlysidis, A., Fiore, G., De Laurentiis, V., Vignali, G., & Sala, S. (2020). Sustainability of food waste biorefinery: A review on valorisation pathways, techno-economic constraints, and environmental assessment. *Bioresource Technology*, *312*, 123575.

Cartagena, C. D. E. (2017). *Valorización de biocarbones obtenidos mediante pirólisis de residuos orgánicos*. 1–112.

Cerón-Salazar, I., & Cardona-Alzate, C. (2011). Evaluación del proceso integral para la obtención de aceite esencial y pectina a partir de la cáscara de naranja. *Ingeniería y Ciencia - Ing.Cienc.*, *7*, 65–86.

Diagnóstico y Análisis de los Recursos para la Fruticultura en Colombia. (2006). *Plan Frutícola Nacional de Colombia*, pp. 1–86.

Erkanlı, M., Yilmaz, L., Çulfaz-Emecen, P. Z., & Yetis, U. (2017). Brackish water recovery from reactive dyeing wastewater via ultrafiltration. *Journal of Cleaner Production*, *165*, 1204–1214.

Escalante, A., Pérez, G., Hidalgo, C., López, J., Campo, J., Valtierra, E., … Etchevers, J. (2016). Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo Biocarbon (biochar) I: Nature, history, manufacture and use in soil. *Terra Latinoamericana*, *34*, 367–382.

GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M. Á. (2019). Optimization and toxicity assessment of a combined electrocoagulation, H2O2/Fe2+/UV and activated carbon adsorption for textile wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, *651*, 551–560.

Hossain, L., Sarker, S. K., & Khan, M. S. (2018). Evaluation of present and future wastewater impacts of textile dyeing industries in Bangladesh. *Environmental Development*, *26*, 23–33.

Isik, Z., Arikan, E. B., Bouras, H. D., & Dizge, N. (2019). Bioactive ultrafiltration membrane manufactured from Aspergillus carbonarius M333 filamentous fungi for treatment of real textile wastewater. *Bioresource Technology Reports*, *5*, 212–219.

Jung, K. W., Choi, B. H., Hwang, M. J., Jeong, T. U., & Ahn, K. H. (2016). Fabrication of granular activated carbons derived from spent coffee grounds by entrapment in calcium alginate beads for adsorption of acid orange 7 and methylene blue. *Bioresource Technology*, *219*, 185–195.

Kaur, P., Kushwaha, J. P., & Sangal, V. K. (2018). Transformation products and degradation pathway of textile industry wastewater pollutants in Electro-Fenton process. *Chemosphere*, *207*, 690–698.

Khan, S., Anas, M., & Malik, A. (2019). Mutagenicity and genotoxicity evaluation of textile industry wastewater using bacterial and plant bioassays. *Toxicology Reports*, *6*, 193–201.

Liang, J., Ning, X. A., Sun, J., Song, J., Hong, Y., & Cai, H. (2018). An integrated permanganate and ozone process for the treatment of textile dyeing wastewater: Efficiency and mechanism. *Journal of Cleaner Production*, *204*, 12–19.

Liu, B., Wu, J., Cheng, C., Tang, J., Khan, M. F. S., & Shen, J. (2019). Identification of textile wastewater in water bodies by fluorescence excitation emission matrix-parallel factor analysis and high-performance size exclusion chromatography. *Chemosphere*, *216*, 617–623.

MINAMBIENTE, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Resolución no. 0631, 2015. (2015).

Monte Blanco, S. P. D., Scheufele, F. B., Módenes, A. N., Espinoza-Quiñones, F. R., Marin, P., Kroumov, A. D., & Borba, C. E. (2017). Kinetic, equilibrium and thermodynamic phenomenological modeling of reactive dye adsorption onto polymeric adsorbent. *Chemical Engineering Journal*, *307*, 466–475.

Nakhate, P. H., Gadipelly, C. R., Joshi, N. T., & Marathe, K. V. (2019). Engineering aspects of catalytic ozonation for purification of real textile industry wastewater at the pilot scale. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *69Engineer*, 77–89.

NORIT Americas Inc. (2003). *Datasheet DARCO 20X40 Granular Activated Carbon*. 1–2.

Oyebamiji, O. O., Boeing, W. J., Holguin, F. O., Ilori, O., & Amund, O. (2019). Green microalgae cultured in textile wastewater for biomass generation and biodetoxification of heavy metals and chromogenic substances. *Bioresource Technology Reports*, *7*. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100247

Pachathu, A., Ponnusamy, K., & Srinivasan, S. K. V. R. (2016). Packed bed column studies on the removal of emulsified oil from water using raw and modified bagasse and corn husk. *Journal of Molecular Liquids*, *223*, 1256–1263.

Park, S., Lee, H. J., Shin, J., You, K. M., Lee, S. J., & Jung, E. (2018). Clinical Effects of Activated

Charcoal Unavailability on Treatment Outcomes for Oral Drug Poisoned Patients. *Emergency Medicine International*, *2018*, 1–9.
Peñaranda, L. V., Montenegro, S. P., & Giraldo, P. A. (2018). Exploitation of agroindustrial waste in Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, *8*, 141–150.
Rajasimman, M., Babu, S. V., & Rajamohan, N. (2017). Biodegradation of textile dyeing industry wastewater using modified anaerobic sequential batch reactor – Start-up, parameter optimization and performance analysis. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, *72*, 171–181.
Sathya, U. E. of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment, Keerthi, Nithya, M., & Balasubramanian, N. (2019). Evaluation of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, *246*, 768–775.
Shoukat, R., Khan, S. J., & Jamal, Y. (2019). Hybrid anaerobic-aerobic biological treatment for real textile wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *29*. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100804
Tabasco., A., González-Ramírez, C., Coronel-Olivares, C., Escalante-Lozada, J., Castro-Rosas, J., & Villagómez-Ibarra, J. (2012). Biotecnología aplicada a la degradación de colorantes de la industria textil. *Universidad y Ciencia*, *28*, 187–199.
Tara, N., Arslan, M., Hussain, Z., Iqbal, M., Khan, Q. M., & Afzal, M. (2019). On-site performance of floating treatment wetland macrocosms augmented with dye-degrading bacteria for the remediation of textile industry wastewater. *Journal of Cleaner Production*, *217*, 541–548.
Tavangar, T., Jalali, K., Alaei Shahmirzadi, M. A., & Karimi, M. (2019). Toward real textile wastewater treatment: Membrane fouling control and effective fractionation of dyes/inorganic salts using a hybrid electrocoagulation – Nanofiltration process. *Separation and Purification Technology*, *216*, 115–125.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid por la financiación del proyecto de investigación titulado “Aprovechamiento del residuo de cáscara de naranja para la obtención de productos de alto valor agregado”, aprobado en la Convocatoria de Proyectos de Investigación Sede Central y Sedes Regionales del Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid, 2018 y con centro de costo 2061080358, adscrito al Grupo de Investigación en Catálisis Ambiental y Recursos Renovables (CAMER).

4- Oferta, demanda y evaluación de la calidad

- DISPONIBILIDAD DE AGUA Y NIVELES DE ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES EN LA PROVINCIA DEL CHACO - ARGENTINA.
- EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO CONLARA AFECTADO POR ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA.
- ANÁLISIS DEL FITOPLANCTON Y LA POSIBLE PRODUCCION DE CIANOTOXINAS EN EL EMBALSE ITIYURO (SALTA, ARGENTINA).
- INTEGRACIÓN DE ÍNDICES FISICOQUÍMICOS Y BIÓTICOS, PARA LA ESTIMACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO URBANO DE LA PROVINCIA DE SAN LUIS (ARGENTINA).
- EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CLOROFILA-A UTILIZANDO TÉCNICAS GEOESTADÍSTICAS.
- FACTORES DESAPERCIBIDOS QUE PUEDEN INFLUIR SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE.
- EVALUACIÓN DE LA APTITUD BACTERIOLÓGICA PARA USO RECREATIVO EN PLAYAS DE MAR DEL PLATA (PROVINCIA DE BUENOS AIRES).
- UTILIZACION DE INDICES PARA INTERPRETAR LA CALIDAD DEL AGUA.
- APLICACIÓN DE INDICADORES PARA EVALUAR LA CALIDAD DE EFLUENTES DE UNA INDUSTRIA CERVECERA.
- ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LOS CULTIVOS EN LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO COLORADO.
- EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA FREÁTICA EN EL ÁREA DE REGADÍO DEL RÍO TUNUYÁN, MENDOZA.

DISPONIBILIDAD DE AGUA Y NIVELES DE ARSÉNICO EN AGUAS NATURALES EN LA PROVINCIA DEL CHACO - ARGENTINA

Roshdestwensky, S.E.[1]; Corace, J. J.[1]; Basterra, J.L.[1], L. Noguera[2] y M.A. Moyano[2]

1 Laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Nordeste. 3500, Resistencia – Chaco, Argentina
e-mail: sergiorosh@gmail.com
2 Administración Provincial del Agua, Chaco.

RESUMEN: El agua dulce y su disponibilidad son consideradas en la actualidad como uno de los factores determinantes de la salud humana. El crecimiento de la población, la industrialización y el incremento de la utilización de agua para la producción ha ocasionado un fuerte aumento en la demanda de este recurso. Ésta -y otras cuestiones que preocupan- han llevado a la formulación de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODS) aprobados en la Declaración del Año 2012 en Naciones Unidas. En este trabajo, tenemos como objetivo realizar un análisis referido a la procedencia y calidad de agua para beber en los municipios de la provincia del Chaco, con el propósito de apreciar cuán cerca [o no] nos encontramos de alcanzar el objetivo planteado por Naciones Unidas. Se han trabajado con los datos publicados en la página oficial del Instituto Nacional de Estadística y Censos de la Argentina, particularmente con el 10º Censo Nacional de Población. Hogares y Viviendas. El procesamiento de los datos permite recuperar información relevante para el conocimiento de las características de las condiciones de vida de la población. De este estudio se resalta que en la Argentina, en 2010, el 83% de la población tenía acceso a agua por red pública, esto representaba unos 32,8 millones de personas. A nivel provincial, sólo tres jurisdicciones se encuentran con un valor inferior al del Chaco. Es importante reconocer los esfuerzos realizados para acercarnos a la meta que se persigue, sin embargo, para menguar las diferencias a nivel local, que siguen siendo difíciles de superar, se requerirá de estrategias, recursos y políticas focalizadas que minimicen las disparidades intraprovinciales y, fundamentalmente, concretar la construcción de los acueductos que garanticen el acceso a nivel local y las cinco condiciones que deber tener el acceso al agua: suficiente, saludable, aceptable, físicamente accesible y asequible.

Palabras clave: Calidad de agua, ODS, Arsénico, Salud

ABSTRACT: Fresh water and its availability are currently considered one of the determining factors of human health. Population growth, industrialization and the increase in the use of water for production has caused a sharp increase in the demand for this resource. This - and other issues of concern - have led to the formulation of the Millennium Development Goals (SDGs) approved in the Declaration of the Year 2012 at the United Nations. In this work, we aim to carry out an analysis related to the origin and quality of drinking water in the municipalities of the province of Chaco, in order to appreciate how close [or not] we are to reaching the objective set by the United Nations . They have worked with the data published on the official page of the National Institute of Statistics and Censuses of Argentina, particularly with the 10th National Population Census. Homes and Housing. Data processing allows the retrieval of relevant information for the knowledge of the characteristics of the population's living conditions. This study highlights that in Argentina, in 2010, 83% of the population had access to water through the public network, this represented about 32.8 million people. At the provincial level, only three jurisdictions have a lower value than the Chaco. It is important to recognize the efforts made to get closer to the goal that is being pursued, however, to reduce differences at the local level, which continue to be difficult to overcome, it will require strategies, resources and focused policies that minimize intraprovincial disparities and, fundamentally , specify the construction of aqueducts that

guarantee access at the local level and the five conditions that access to water must have: sufficient, healthy, acceptable, physically accessible and affordable.

INTRODUCCION

El acceso universal al agua limpia y saneamiento está considerada como una meta del Objetivo del Desarrollo Sostenible Nº 6 que señala que es preciso “garantizar la sostenibilidad del medio ambiente”, esta declaración de Naciones Unidas aprobada por todos los países signatarios, nos exige monitorear este indicador de manera recurrente, con el propósito de apreciar los avances en el sentido señalado por el objetivo.

La escasez de agua afecta a más del 40 por ciento de la población mundial, una cifra alarmante que probablemente crecerá con el aumento de las temperaturas globales producto del cambio climático. Aunque 2.100 millones de personas han conseguido acceso a mejores condiciones de agua y saneamiento desde 1990, la decreciente disponibilidad de agua potable de calidad es un problema importante que aqueja a todos los continentes. Cada vez más países están experimentando estrés hídrico, y el aumento de las sequías y la desertificación ya está empeorando estas tendencias. Se estima que al menos una de cada cuatro personas se verá afectada por escasez recurrente de agua para 2050. Con el fin de garantizar el acceso universal al agua potable segura y asequible para todos en 2030, es necesario realizar inversiones adecuadas en infraestructura, proporcionar instalaciones sanitarias y fomentar prácticas de higiene. Asegurar el agua potable segura y asequible universal implica llegar a más de 800 millones de personas que carecen de servicios básicos y mejorar la accesibilidad y seguridad de los servicios por más de dos mil millones. (ODS, 2020).

Monitorear permanentemente estas estimaciones es de alta relevancia, sobre todo si consideramos que la disponibilidad de agua, de saneamiento y de higiene tiene consecuencias importantes sobre la salud y la enfermedad de la población, además de estos tres aspectos es importante considerar la cantidad de agua domiciliaria de la que se dispone. No hay estimaciones oficiales respecto de la cantidad de agua diaria que se requiere para satisfacer las necesidades básicas y también para promover una buena salud. En 2003 en un estudio de la OMS se consideraba que 7,5 litros per cápita por día atenderían las necesidades de la mayoría de las personas en casi todas las condiciones, señalaba además que la calidad de esta agua debe tener un nivel tolerable de riesgo (OMS; 2003 y 2013).

Sin embargo otro estudio más reciente de la ONU sugiere que cada persona necesita de 20 a 50 litros de agua al día para asegurar sus necesidades básicas para beber, cocinar y limpiar (ONU, 2010 y 2013).

Retomando las consideraciones sobre el ODM a cumplir, sería una satisfacción extraordinaria si el cumplimiento del objetivo global llegara a todas las latitudes del planeta, pero las distintas realidades regionales y locales distan de aquel alcance. Es importante reconocer los esfuerzos realizados para acercarnos a la meta que se persigue, sin embargo, al analizar los datos recientemente publicados, advertimos que la provincia se encuentra aún por debajo del ODM y que las diferencias a nivel local siguen siendo difíciles de superar. Para mostrar esta realidad, en la presente contribución, ilustraremos la situación provincial y las particularidades que presenta el Chaco a nivel municipal en un intento por dejar al descubierto las desigualdades territoriales y, en consecuencia, aquellas áreas y sociedades que por su situación merecen un tratamiento diferente para alcanzar la equidad en el acceso al agua potable.

Arsénico e Hidroarsenicismo

El principal problema ambiental generado por el arsénico (As) viene dado cuando su concentración es elevada en aguas para riego y para bebida de humanos y animales que conforman nuestra cadena alimentaria.

El arsénico (As) es un elemento ampliamente distribuido en nuestro planeta. Existe información acerca de su presencia en el agua subterránea en diferentes regiones, que ha sido relacionada principalmente a su origen natural, asociado con la presencia de este elemento en ambientes geológicos diferentes: formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias (Boyle et al., 1998; Smedley y Kinniburgh, 2002).

El arsénico se encuentra en el ambiente en forma natural y su abundancia en la corteza terrestre es de 1,8 mg/kg^{-1}, con 1 mg/kg-1 para la corteza terrestre continental (Taylor y McLennan, 1985). Asimismo, se lo encuentra también en forma apreciable como producto de la actividad industrial y antropogénica (Mandal y Suzuki, 2002) El arsénico se encuentra en aguas naturales en muy bajas concentraciones, pero también es muy variable. Algunos valores, encontrados en distintos tipos de aguas y diferentes partes del mundo, se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Tipos de agua en distintos lugares

Lugar	Tipo de agua	Concentración (µg/l)*
En el mundo	Subterránea	Normalmente < 10 (existen valores puntuales naturales > 50.000) **
Calcuta, India	c/influencia de Planta de pesticidas	50-23.800
Bangladesh	Agua de pozo	<10 - > 1000
China	Agua de pozo	0,03-1,41
En la tierra	Agua de mar	1-8
Cordoba (Argentina)	Agua subterránea	100-3800

* Mandal y Suzuki, 2002; **Fernández Turiel et al., 2005.

En aguas superficiales los niveles de As informados por distintos autores son, en general, menores que los reportados en agua subterránea. En ríos y lagos, el valor promedio de concentración de As informado en la literatura en general es inferior a 0.8 µg/l, aunque puede variar dependiendo de factores como: recarga (superficial y subterránea), drenaje de zonas mineralizadas, clima, actividad minera y vertidos urbanos o industriales (Smedley y Kinniburgh, 2002). En la Cuenca del Plata (ríos Uruguay, Iguazú, Paraná y de la Plata) la concentración de As informada está entre 10 y 17 µg/l (INA, 2000). Las concentraciones elevadas de As en agua de ríos son poco frecuentes y en general se restringen a algunas cuencas endorreicas.

En Argentina el principal problema de salud pública producido por la ingesta de dosis elevadas de As durante largos períodos de tiempo es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE).

El HACRE está asociado a varios efectos crónicos, entre ellos alteraciones de la piel tales como melanosis, queratosis y cáncer de piel; entre otros efectos del arsénico sobre la salud humana también se ha descripto su relación con la aparición de cáncer de vejiga, riñón y pulmón; patologías vasculares de las extremidades inferiores, diabetes, hipertensión arterial y trastornos reproductivos (UN, 2001). El tiempo que tarda en manifestarse el HACRE es variable: la sensibilidad de los individuos está relacionada con el estado de salud de la persona, su situación nutricional, factores genéticos, insolación, ingesta diaria, la concentración de As en el agua de consumo, el tiempo de exposición (Trelles et al., 1970;

Biagini et al., 1995) y otros múltiples factores. Generalmente transcurren varios años hasta la aparición de los signos clínicos.

La OMS recomienda bajar a 0,01 mg/l, pero no se trata de un límite tolerable, sino sugerido. La FAO de las Naciones Unidas sugiere el límite de 0,05 mg/l. Pero éstos son valores indicativos para todo el mundo, y el HACRE se manifiesta de diferentes maneras y a distintos niveles según el lugar del planeta. En Argentina, en el año 2007 se estableció, un plazo de 5 años para alcanzar el límite de 0,01 mg/l. Las plantas potabilizadoras tienen un elevado costo y difícil mantenimiento, por lo cual en la actualidad no han llegado a este límite establecido.

Este trabajo se desarrolla como parte de los estudios básicos para la adecuación de criterios y prioridades sanitarias en cobertura y calidad de agua, en el marco de un proyecto de "hidroarsenicismo y saneamiento básico" de alcance federal, que en su momento se impulsara desde la Secretaría de Políticas Sanitarias, Regulación e Institutos y de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación en conjunto con el Consejo Hídrico Federal-COHIFE; y que actualmente ha empezado a instrumentarse por parte de algunas provincia. Asimismo, esta investigación se lleva a cabo en el marco de un Proyecto de Investigación aprobado por la Secretaria de Ciencia y Técnica de la UNNE Proyecto D005-2014 – Resolución 984/14 - "Toxicidad de Arsénico en Aguas y Matrices Biológicas en la Provincia del Chaco".

En una primera etapa, se realizó el relevamiento de la información disponible en el Chaco y Santiago del Estero; y se consultaron publicaciones científicas nacionales e internacionales, bibliografía y documentación oficial. Como parte de la fase inicial se hicieron 200 muestreos de agua de fuentes y servicios en distintas localidades de ambas jurisdicciones. Los análisis se realizaron por Espectrometría de Absorción Atómica en el Laboratorio de Química de la UNNE, según metodología estandarizada (Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater) y por el método de Espectrofotometría UV-visible con dietilditiocarbamato de plata -SDDC- en los laboratorios de APA-Chaco y DiOSSE-Santiago del Estero (en estos casos, las muestras correspondientes a cada territorio).

Además, de la determinación de Arsénico se determinaron analíticamente otros parámetros que pueden promover o ser coayudantes a la acumulación de arsénico en el organismo. Estos parámetros son: Selenio, Boro, Flúor, Vanadio y Berilio.

Con los datos obtenidos, se evaluará junto con el APA-Chaco y DiOSSE-Santiago del Estero el nivel más adecuado de arsénico en agua, de acuerdo con las condiciones actuales de los servicios, y el nivel de cobertura de agua y saneamiento. Se procesarán los datos obtenidos durante la investigación realizada, para proyectar nuevos rangos de tenores admisibles de arsénico, establecer prioridades sanitarias, inversiones y plazos, tanto para cumplir con tales tenores admisibles y con las metas del milenio en materia de cobertura

OBJETIVOS

Objetivos Generales:

- Realizar un análisis referido a la procedencia y calidad de agua para beber en los municipios de la provincia del Chaco
- Realizar estudios de exposición, evaluaciones de riesgo, evaluaciones epidemiológicas, actualización de datos e información de niveles de cobertura de servicios (agua y cloacas).
- Identificar los niveles más adecuados de arsénico en agua, de acuerdo con las condiciones actuales de los servicios, y el nivel de cobertura de agua y saneamiento.

Objetivos Especificos:

- Geolocalizar la zona donde se realizaran los muestreos.
- Revisar la información disponible referente a la calidad del agua en las diferentes localidades, y compararla con los muestreos, analisis y estudios que se llevarán a cabo.
- Llevar adelante toma de muestras y análisis físico-químicos para conocer la calidad del agua.

MATERIALES Y METODOS

Para el monitoreo de los ODS, la OMS propone indicadores que sean fácilmente actualizables y comparables, en el caso del ODS6 se trata de la "proporción de la población con acceso a fuentes mejoradas de abastecimiento de agua potable". Es por ello que en virtud de la disponibilidad de los datos recientemente publicados por el INDEC, hemos realizado un análisis comparativo de la situación en la que se encontraban los municipios en los años 2001 y 2010.

De lo expresado se deduce que la fuente de datos estadísticos es el Censo 2001 y el Censo 2010, en ambos casos se accedió a la Base de Datos Redatam, disponible en el sitio oficial del Instituto Nacional de Estadística y Censos (www.indec.gov.ar).

Para el monitoreo de Arsénico en la provincia, las muestras se recolectaron en envases plásticos, refrigerándolas a 4ºC. Para la determinación de As, las muestras fueron acidificadas con HNO_3. En todos los casos, se midió in situ, la temperatura y el pH, con un pHmetro de campo y la conductividad específica con un conductímetro de campo.

En el Laboratorio de la UNNE se determinó As por Espectrometría de Absorción Atómica con Generación de Hidruros, según metodología estandarizada (Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater). Las determinaciones se realizaron por duplicado con un error relativo menor al 1%.

Para la cuantificación de As en aguas se emplea la espectroscopia de absorción atómica por generación de hidruros. Esta técnica de atomización se basa en la propiedad de elementos como As y Se de formar hidruros volátiles por reacción del metal con el agente reductor borohidruro de sodio NaBH4, el cual lo convierte en hidruro gaseoso que es transportado por una corriente de gas inerte hacia el mechero o una celda calentada eléctricamente donde se descompone, liberando el analito de interés. Aquí, el haz de luz atraviesa los átomos y la disminución en su intensidad es función directa de la población del analito en la muestra. Esta técnica de atomización produce 500 - 1 000 veces más sensibilidad que la clásica técnica de llama (APHA, 1993).

RESULTADOS

Si se comparan los datos censales de 1991, 2001 y 2010 el porcentaje de viviendas con acceso a agua segura de red pública ha presentado mejoras sustanciales a nivel nacional tanto en términos absolutos como relativos (72,2%, 80,2% y 84,0% respectivamente). Esta tendencia también se manifiesta en la Provincia del Chaco que revela un aumento del 71,6% al 76,4% de viviendas con acceso a agua de red pública entre los últimos dos censos (ver gráfico 1).

Viviendas que disponen de agua corriente de red por provincia, clasificadas en orden decreciente, según el último censo. Total del país. Años 1980, 1991, 2001 y 2010

Provincia	Viviendas con disponibilidad de agua de red			
	2010	2001	1991	1980
	%			
Ciudad Autónoma de Buenos Aires	99,6	99,8	99,9	99,1
Santa Cruz	97,2	97,0	93,5	82,9
Chubut	96,7	94,5	91,4	80,5
San Luis	94,4	90,3	80,1	65,9
Jujuy	94,2	91,7	86,0	70,8
Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur	94,1	96,4	94,1	79,6
Neuquén	93,8	91,7	89,6	74,9
La Rioja	93,6	90,7	88,5	74,2
San Juan	93,0	90,6	86,3	72,9
Catamarca	92,9	90,7	86,9	63,4
Río Negro	92,3	88,7	82,8	64,4
Córdoba	91,7	86,3	78,0	65,4
Mendoza	90,5	87,7	82,4	71,4
Entre Ríos	90,2	86,2	79,0	60,9
Salta	90,8	89,6	83,2	70,7
Tucumán	88,5	85,0	83,4	66,7
La Pampa	87,0	83,1	66,7	36,2
Corrientes	86,6	81,7	71,2	47,2
Santa Fe	84,1	80,6	72,7	56,4
Total del país	**84,0**	**80,2**	**72,2**	**60,9**
Interior de la provincia de Buenos Aires	80,0	76,1	65,3	52,1
Santiago del Estero	77,2	65,8	57,9	39,5
Chaco	76,4	71,8	61,6	33,9
Formosa	76,2	64,7	59,1	37,5
24 partidos del Gran Buenos Aires	72,4	67,8	56,3	49,7
Misiones	71,6	59,9	41,7	23,1

Grafico 1- Viviendas que disponen de agua de red en la Argentina

Visualizando el gráfico 2 el primer comentario que podemos realizar es que 6 municipios ya han alcanzado el ODM7C [igual o mayor al 92%], a saber: Barranqueras, Resistencia, Fontana, Puerto Vilelas, La Verde y Puerto Eva Perón. Respecto de los que aún no llegaron al valor que se espera para el 2015, el gráfico arroja la visualización de la gran diversidad de situaciones que presenta el Chaco, algunos municipios seguramente alcanzaran a cumplir el objetivo mientras que otros, por más esfuerzos que se realicen difícilmente logren conseguirlo. En otro orden de análisis hay que destacar que 58 municipios mejoraron el acceso al agua de red. Dentro de este grupo hay 5 municipios que podrían considerarse sin modificaciones ya que su incremento es inferior al 1%, ellos son: Charata, Resistencia, Barranqueras, Fontana y Chorotis. En el otro extremo con un crecimiento superior al 20% de viviendas con acceso en 2010 respecto de 2001, se aprecia un conjunto de 12 municipios: Misión Nueva Pompeya, Enrique Urien, Tres Isletas, Charadai, Gancedo, Colonias Unidas, Juan José Castelli, Los Frentones, Laguna Blanca, Fuerte Esperanza, Puerto Bermejo, los últimos tres con más del 50% de incremento. Entre ambos extremos más de cuarenta municipios mejoraron su cobertura entre un 1 y un 18%.

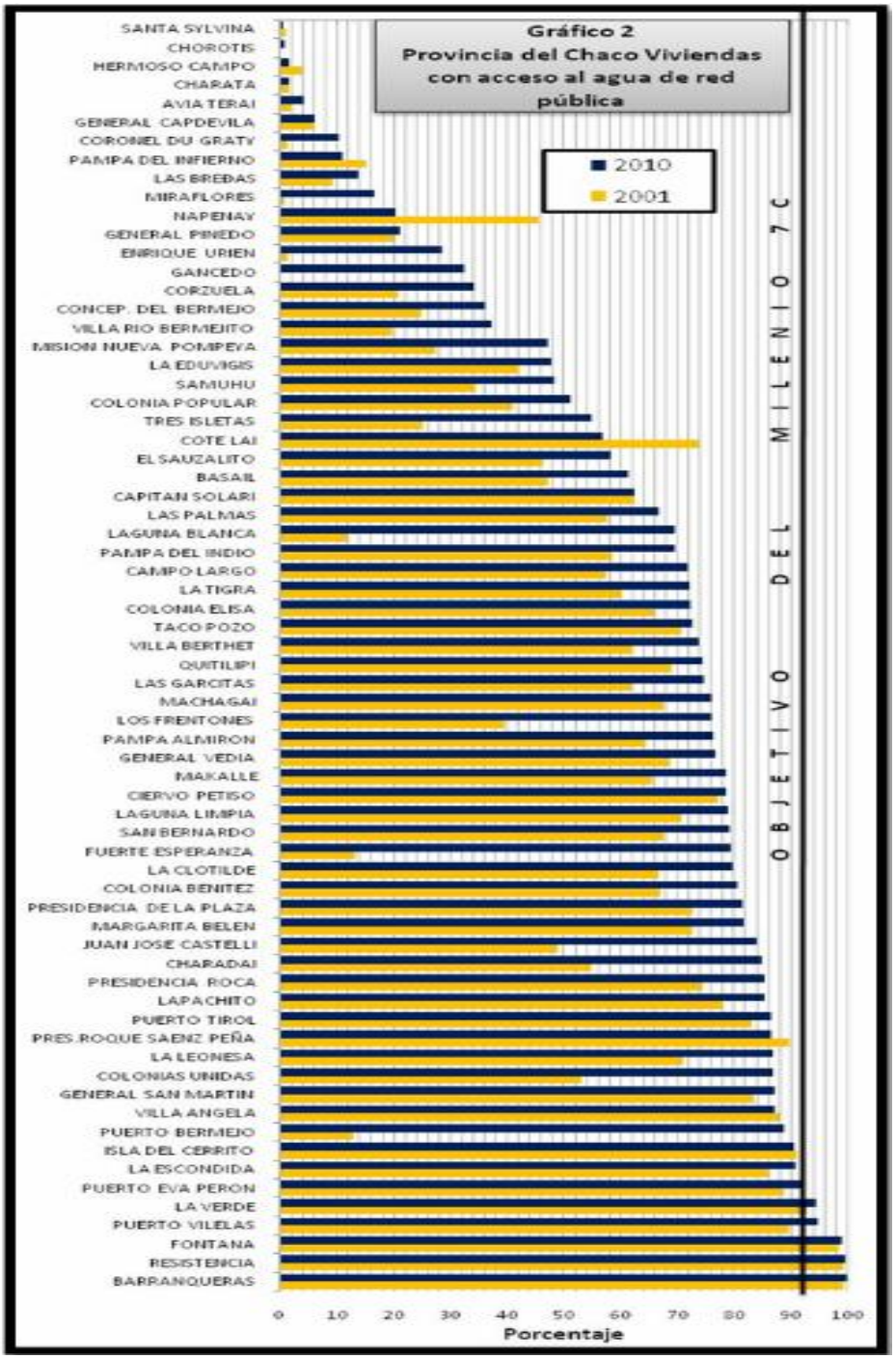


Grafico 2 – Municipios con acceso a agua de red en la provincia del Chaco

Sin lugar a dudas, los datos analizados demuestran un importante crecimiento, detrás del cual hay un gran esfuerzo que implica una mejora muy significativa no sólo en pos del cumplimiento de un objetivo global que persiguen todos los países, sino en pos de mejorar la calidad de vida de la población y responder a las características que actualmente tienen los municipios saludables. Sin embargo nuestro compromiso con la realidad nos exige mostrar las desigualdades, las cuestiones pendientes, ya que estas [más que los logros], son las que deben considerarse para seguir avanzando. En efecto, los municipios que merecen profundizar todo tipo de programas, proyectos y acciones concretas para mejorar la situación son: General Pinedo, Napenay, Miraflores, Las Breñas, Pampa Del Infierno, Coronel Du Graty, General Capdevila, Avia Terai, Charata, Hermoso Campo, Chorotis y Santa Sylvina, en todos ellos el acceso al agua por red no alcanza el 25%. Esto

implica un abastecimiento a través de cisternas, perforaciones, almacenamiento de agua de lluvia, entre otras formas de acceso. Esta difícil circunstancia se profundiza todavía más si consideramos que gran parte del sector occidental del Chaco tiene una elevada concentración de arsénico y la acumulación del agua suele realizarse en recipientes no adecuados, todo ello propicia situaciones poco favorables para garantizar la salud de la población.

Esto nos demuestra la importancia de consumir agua potable segura para nuestra supervivencia. Es por esto que para que un agua potable sea segura de consumir requiere que cumplan las normativas correspondientes al Código Alimentario Argentino. Nuestro análisis de calidad de agua se referirá fundamentalmente al contenido de Arsénico en agua, ya que se trata de uno de los mayores problemas que se evidencian en el Región del NEA y actualmente están generando grandes inconvenientes a nuestra población.

En la Tabla 2 se pueden observar los valores promedio, máximos y mínimos de muestras de aguas tomadas en distintas localidades del Chaco. La cantidad de muestras que se procesaron superaron las 250 muestras y se está trabajando para tener un mapa de Arsénico en todo el territorio provincial.

Tabla 2. Valores Promedios, Máximos y Mínimos de As

Analito	Laboratorio	Promedio	Máximo	Mínimo
ARSÉNICO As (ug/l)	APA	28,1	250,0	2,0

CONCLUSIONES

Finalmente, para concluir queremos resaltar que en la Argentina, en 2010, el 83% de la población tenía acceso a agua por red pública, esto representaba unos 32,8 millones de personas. A nivel provincial, sólo tres jurisdicciones se encuentran con un valor inferior al del Chaco (recordemos 76,4%), Formosa (76,2%), Provincia de Buenos Aires (72,4%) y Misiones (71,6%), mientras que once jurisdicciones ya han superado la meta que propone el Objetivo del Milenio (recordemos, 92%). Es importante reconocer los esfuerzos realizados para acercarnos a la meta que se persigue, sin embargo, para menguar las diferencias a nivel local, que siguen siendo difíciles de superar, se requerirá de estrategias, recursos y políticas focalizadas que minimicen las disparidades intraprovinciales y, fundamentalmente, concretar la construcción de los acueductos que garanticen el acceso a nivel local y las cinco condiciones que deber tener el acceso al agua: suficiente, saludable, aceptable, físicamente accesible y asequible.

A nivel local, como hemos visto alrededor de 200.000 personas en el Chaco son las que se encuentran más afectadas por la falta de acceso al agua, esto influye directamente en el consumo de agua y alimentos asépticos, en la salud y en la higiene personal, a lo que también hay que añadir la disponibilidad de este recurso para las actividades productivas. Los datos, cuadros, gráficos y representaciones presentados en los apartados anteriores echan luces respecto de la situación a escala provincial, pero más aún sobre las realidades locales que es donde más se siente la necesidad de agua saludable. Concretar los proyectos de acueductos que proporcionen agua potable a la población es una obligación de los estados miembros de las Organización de las Naciones Unidas que el 28 de julio de 2010, a través de la Resolución 64/292, reconoció explícitamente el derecho humano al agua y al saneamiento, reafirmando que un agua potable, limpia y el saneamiento son necesarios para la realización de todos los derechos humanos.

Con respecto a los niveles de Arsénico en las distintas muestras analizadas que corresponden a diferentes municipios, localidades y distritos provinciales, es preocupante la

situación en aquellos que superan los 50 ug/L, ya que están por encima de la norma y habría que ejercer medidas correctivas y brindar una fuente de agua potable alternativa. Sobre esta temática se continúa trabajando para establecer un mapa que evidencie los niveles de arsénico en toda la provincia y acercar esta información a los organismos correspondientes para que apliquen acciones y medidas para lograr cumplir con los ODS y lograr que la población tenga acceso a agua potable segura.

REFERENCIAS

APHA (American Public Health Association), 1993. Standard Methods for the Examination of Water and Wasteswater. 22 ed. USA: 3-10 a 3-11, 3-34 a 3-39, 3-89 y 3-91, métodos 3030 F, 3114 B y C y 3500-Se A, 874 p; Washington DC

BIAGINI R, SALVADOR M, QUEIRO R, TORRES SORUCO C, BIAGINI M & DIEZ BARRANTES A., 1995. HACRE, casos diagnosticados en el período 1972/1993. Archivo Argentino de Dermatología, 45: 47-52

BOYLE D, TURNER R & HALL G., 1998. Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island, British Columbia. Environmental Geochemistry and Health, 20: 199-212

INA (Instituto Nacional del Agua y el Ambiente), 2000. Reporte de datos de calidad de agua. Comité Intergubernamental Coordinador de los países de la Cuenca del Plata. Buenos Aires, Argentina Disponible en: http://www.pnuma.org/agua-miaac

INDEC, 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda. Datos en línea. www.indec.gov.ar.

MANDAL B.K., SUZUKI K.T., 2002 Arsenic round the world: a review, Talanta, 58, 201-235.

OMS, 2003. La cantidad de agua domiciliaria, el nivel del servicio y la salud. Guy Howard, Water Engineering and Development Centre, Universidad de Loughborough, RU, y Jamie Bartram, Organización Mundial de la Salud, Ginebra, Suiza. http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/wsh0302/es/index.html

OMS, 2013. Se cumple la meta sobre agua potable del Objetivo de Desarrollo del Milenio La meta de saneamiento sigue estando muy retrasada. Disponible en: http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2012/drinking_water_20120306/es/

ODS, 2020. Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020 https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf

ONU, 2010. Decenio Internacional para la acción “El agua fuente de vida 2005-2015”. Disponible en: http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml

ONU, 2013. Lo programas de ONU Agua. Disponible en: http://www.unwater.org/discover_es.html#action

SMEDLEY P & KINNINBURGH D.,2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry, 17: 517-568

TAYLOR S.R., MCLENNAN S.M., 1985. The continental Crust: Its Composition and Evolution, Blackwell Scientific Publications, London.

TRELLES R, LARGHI A & PÁEZ J., 1970. El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor. Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires. Instituto de Ingeniería Sanitaria, publicación Nº4: 96 p

UN (United Nations), 2001. Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water. UN, Geneva: 390 p

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO CONLARA AFECTADO POR ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA

[1]Acuña P. N.; [2]Pérez Iglesias, [1]J. M.; Colombetti, P. L.; [3]Bach, N. C.; [1]Gallardo, M.; [2]González, P.; [2]Almeida, C.

[1]Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional de San Luis.
[2]INQUISAL, CONICET. FQByF, UNSL. Chacabuco 917 (D5700BWS), San Luis, Argentina.
[3]IMIBIO, CONICET. FQByF, UNSL. Ejército de Los Andes 950 (D5700BWS), San Luis, Argentina.
Tel. +54-266-4520300-int 6618/6818,
e-mail: almeida@unsl.edu.ar

Resumen

Las actividades industriales, agrícolas y urbanas pueden ser fuentes de contaminación. El río Conlara ubicado en el noreste de la provincia de San Luis, atraviesa zonas urbanas y agroindustriales. Se efectuaron 2 campañas de muestreos, con 5 sitios (S1 a S5), donde se determinaron 13 parámetros físico-químicos y 10 metales pesados, 17 pesticidas en agua; y 5 biomarcadores de estrés a distintos niveles de organización biológica (individual, fisiológicos y citológico) en el pez bioindicador *Jenynsia multidentata*. En el análisis exploratorio de datos se utilizaron técnicas de análisis multivariado. Entre los parámetros físico-químicos, destaca el aumento de la concentración salina, metales y herbicidas a medida que avanza el curso de agua. Los valores de concentración de metales, estuvieron dentro de los valores permitidos, excepto para un solo sitio, que excedió los valores de Pb. Los biomarcadores mostraron un significativo aumento con alteraciones en las respuestas fisiológicas y citológicas. Del análisis de componentes principales; se observó que los dos primeros componentes explican el 80,3% de la variabilidad total (CP1= 57 % y CP2= 23,3 %). Con el fin de establecer similitudes entre los sitios, se realizó un análisis de conglomerados. El área de estudio pudo clasificarse en dos clústeres bien definidos. El primer cluster estuvo formado por los sitios S1 a S3; y el segundo clúster por S4 y S5. Las diferencias de distancias entre los subgrupos se debieron a diferencias en los niveles de concentración de los diferentes metales, pesticidas y biomarcadores.

Palabras clave: Calidad de agua; Biomarcadores; Análisis multivariado; Agricultura

Abstract

Industrial, agricultural and urban activities can be sources of pollution. The Conlara River, located in the northeast of the San Luis province, crosses urban and agro-industrial areas. Two sampling campaigns were carried out, with 5 sites (S1 to S5), where 13 physical-chemical parameters and 10 heavy metals, 17 pesticides in water; and 5 stress biomarkers at different levels of biological organization (individual, physiological and cytological) in the bioindicator fish *Jenynsia multidentate*, were determined. Multivariate analysis techniques were used in the exploratory data analysis. Among the physicochemical parameters, the increase in saline concentration, metals and herbicides stands out as the water course advances. The metal values were within the allowed values, except in a single site that exceeded for Pb. Biomarkers showed a significant increase with alterations in physiological and cytological responses. Principal component analysis exhibited that the first two components explain 80.3% of the total variability (PC1 = 57% and PC2 = 23.3%). In order to establish similarities between the sites, a cluster analysis was performed. The study area could be classified into two well-defined clusters. The first cluster consisted of sites S1 through S3; and the second cluster by S4 and S5. The differences in distances between the subgroups were due to differences in the concentration levels of the different metals, pesticides, and biomarkers.

INTRODUCCIÓN

La “integridad ambiental” se define como la capacidad del ambiente para soportar y mantener una comunidad adaptativa balanceada e integrada de organismos vivos, que posee una determinada composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la de un ambiente natural. Uno de los factores más importantes al definir integridad ambiental en un ecosistema acuático es determinar la calidad del agua. La calidad del agua puede medirse a través de diversos parámetros físicos, químicos y biológicos (Oscoz, Gomà et al. 2007, Lozada, Vélez et al. 2009).

Las comunidades biológicas pueden reflejar información sobre las condiciones físicas, químicas y bióticas del ecosistema acuático, ya que integran y acumulan los efectos de diferentes tipos de presiones, actuando como buenos indicadores de impacto al mostrar una medida ecológica de la fluctuación de las condiciones ambientales (Barbour, Gerritsen et al. 1999). Además, el empleo de indicadores biológicos, no sólo reflejan el estado del sistema en el momento del muestreo, sino que también hacen referencia a situaciones pasadas (Herbas, Rivero et al. 2006) . Así, los bioensayos de toxicidad son potentes herramientas que poseen ventajas sobre las clásicas pruebas químicas y físicas, ya que no sólo permiten evaluar la calidad del agua sino también estimar las concentraciones de los contaminantes que causan potenciales efectos adversos sobre la biota acuática (Lewis 1994, Sánchez-Bain, Forget et al. 2004).

Entre los problemas más importantes en los ecosistemas acuáticos, se encuentran la contaminación por parte de vertidos provenientes de diversos orígenes y la falta de herramientas adecuadas para evaluarla. Las principales fuentes de contaminación son los provenientes de efluentes cloacales; vertidos industriales y pesticidas de zonas agrícolas (Almeida, González et al. 2012). La actividad agrícola no controlada provoca disminución de la biodiversidad; contaminación y sobre fertilización de cuerpos de agua. En base a lo mencionado anteriormente, se puede inferir que cabe la posibilidad de degradación de los cuerpos de agua en cercanías a zonas rurales, lo que se traduce en la disminución de la calidad del agua y afección de las comunidades acuáticas.

Objetivos

En el presente trabajo se pretende realizar una evaluación integral de la calidad de agua del río Conlara, empleando indicadores físicos, químicos y biomarcadores, tanto fisiológicos como celulares. De igual manera, se pretende determinar la variación espacial de la calidad del río.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El río Conlara nace en el centro-Este de la provincia de San Luis, con un recorrido de 180 Km, de Norte a Sur. Posee un régimen pluvio-estival y se caracteriza por la irregularidad de sus caudales. Se realizaron dos campañas de muestreo: agosto (2019) y marzo (2020). Se establecieron cinco puntos de muestreo en un trayecto de 102 Km siguiendo el cauce del río, numerándose consecutivamente de S1 a S5. Las muestras de agua y peces fueron colectadas en cada sitio de muestreo de acuerdo a protocolos estandarizados (Association, Association et al. 2005).

El sitio S1 corresponde a la localidad de Paso Grande ubicado en las coordenadas 32º 52` 43.68” S 65º 38` 21.22” O. S2 pertenece a la localidad de Renca coordenadas 32º 45` 15.64” S y 65º 21´ 04.78” O; es una zona dedicada a la producción agrícola (papa, maíz y soja). S3 está situado en la localidad de Concarán con coordenadas 32º 33´ 31.55” S y 65º 15´ 12 42” O. En esta zona en la actualidad, se ejecutan sistemas de producción ganadera intensiva y producción agrícola con la aplicación de sistemas de riego artificial. El sitio S4

corresponde al paraje Ojo del río, zona abocada a la producción agrícola. El sitio S5 corresponde a la localidad de Santa Rosa del Conlara situada en las coordenadas 32º 20´ 47.26" S y 65º 12´ 55.27" O. Cuenta con 5.511 habitantes y la principal actividad está relacionada con el turismo.

Parámetros analizados

Los parámetros físico-químicos analizados en agua comprendieron: pH, conductividad (Cond), sólidos totales disueltos (STD), oxígeno disuelto (OD), amonio (NH4), nitritos (NO2), nitratos (NO3); los cuales fueron medidos *in situ* con sondas multiparamétricas y espectrofotómetro portátil HACH DR 2800, según corresponda. Las demás determinaciones fueron realizadas en el laboratorio y comprendieron: dureza total (DT), calcio (Ca), sodio (Na), fosfato (P), demanda química de oxígeno (DQO). La determinación de metales (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Hg y Zn) se realizó empleando un espectrómetro de plasma acoplado inductivamente con detector masa (ICP-MS), modelo PerkinElmer SCIEX - ELAN DRC-e. Los pesticidas analizados incluyeron: α-BHC; β-BHC; Heptacloro; Heptacloroepoxido; Aldrin; Dieldrin; Endrin; Clorpirifos; Endosulfan α; Endosulfan β; Endosulfan sulfato; 4,4´-DDE; 4,4´-DDD; 4,4´-DDT; Tetrametrina; Permetrina; Cipermetrina. La determinación de glifosato (N-fosfonometilglicina) se realizó utilizado el método propuesto por Tzaskos (Tzaskos, Marcovicz et al. 2012). Los biomarcadores ensayados en peces abarcaron: índices de condición corporal (k), como biomarcadores individuales; catalasa (CAT); oxidación de lípidos (TBARS) y acetilcolinesterasa (AChE), como biomarcadores enzimáticos de estrés fisiológico y la respuesta a nivel citológico, para estimar el daño genético, mediante evaluación de micronúcleos (MNs). Las muestras fueron transportadas refrigeradas a 5 °C. Para el caso de los metales se agregó como preservante HNO_3 (grado trazas), cuyo volumen permitió una concentración final del 1% (v/v).

Especie de estudio

La especie modelo para evaluar efectos biológicos adversos fue *Jenynsia multidentata* (Anablepidae, Cyprinodontiformes), la cual está ampliamente distribuida. Esta especie vivípara, presenta dimorfismo externo entre machos y hembras. Gran cantidad de individuos habitan tanto ambientes contaminados como no contaminados en las regiones Neotropicales de Sudamérica (Ballesteros, Wunderlin et al. 2009). Varios estudios han empleado a *J. multidentata* como especie bioindicadora frente a la contaminación tanto para estudios *in situ* (en campo) como *ex situ* (condiciones de laboratorio) (Pesce, Cazenave et al. 2008, Ballesteros, Wunderlin et al. 2009, Ballesteros, Gonzalez et al. 2011, Hued, Oberhofer et al. 2012, Maggioni, Hued et al. 2012, Rosso, Schenone et al. 2013, Brodeur, Sanchez et al. 2017).

Análisis multivariado

El análisis multivariado del conjunto de datos de calidad del agua se realizó a través de análisis de componentes principales (ACP) y clúster (AC). ACP permite reducir los datos con una pérdida mínima de información original (Helena, Pardo et al. 2000). Por otra parte, AC es una técnica de reconocimiento de patrones sin supervisión que descubre la estructura intrínseca o el comportamiento subyacente de un conjunto de datos sin hacer una suposición a priori sobre los datos. Para ello se emplearon datos experimentales normalizados, con el fin de evitar errores de clasificación debido a las grandes diferencias en la dimensionalidad de datos (Singh, Malik et al. 2004, Shrestha and Kazama 2007, Bagur, Morales et al. 2009). Se empelo el método de Ward, utilizando distancia euclidiana como medida de similitud. Todos los cálculos matemáticos y estadísticos se realizaron utilizando el software Infostat 2012 (Di Rienzo 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis físico-químicos del río del Conlara

Los resultados obtenidos perteneciente al río Conlara se muestra en la Fig. 1. En general, existe una tendencia generalizada en el aumento de valores en los diferentes parámetros a medida que el río avanza desde S1 a S5, demostrando el aumento de sales. Sin embargo, no existen grandes variaciones de oxígeno disuelto, DQO y nitritos. Por otra parte, en S2 se observó un incremento significativo de iones nitrato. Tal vez, el aporte de sales del agua de escorrentías desde los campos al río.

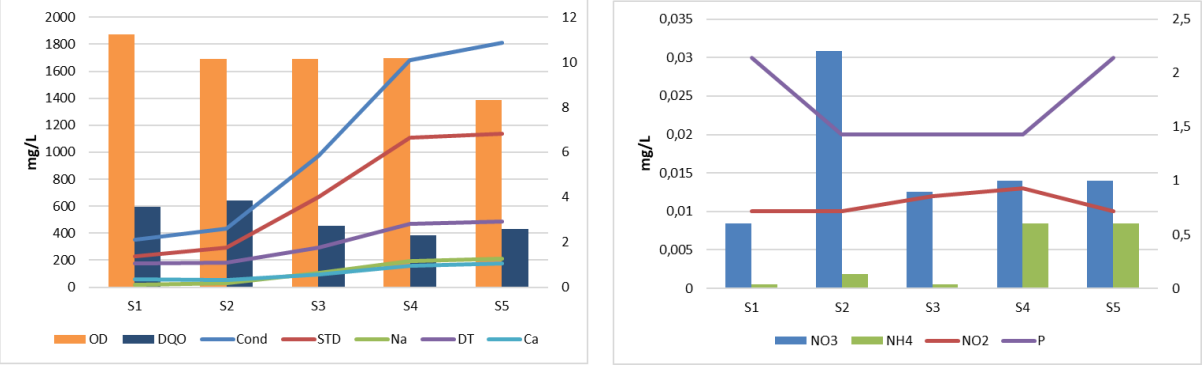
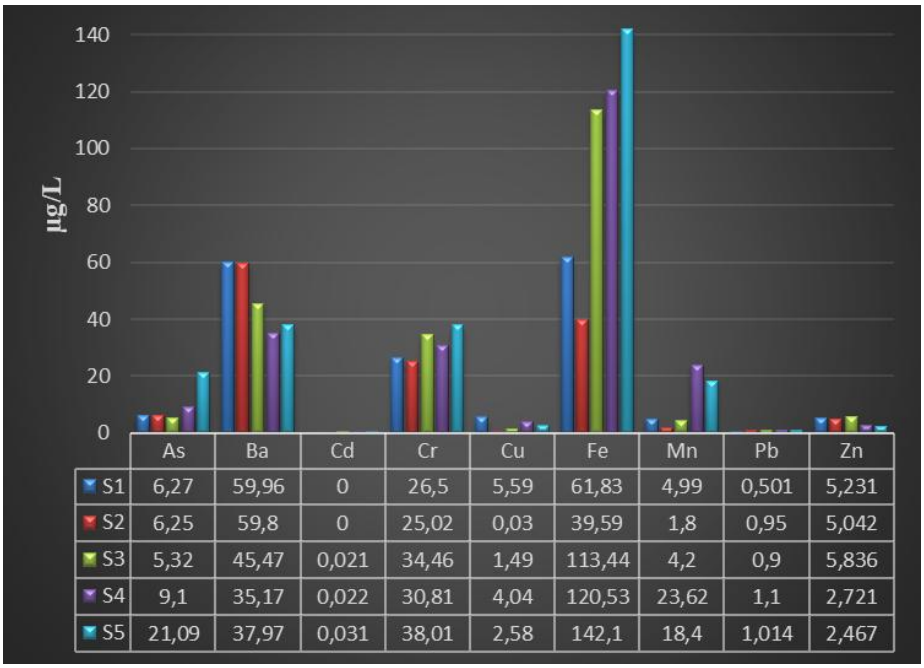


Figura 1. Variación de parámetros físico-químicos a lo largo del recorrido del Río Conlara**.** Los valores se encuentran expresados en mg L^{-1}. El eje de la derecha, corresponde a las barras.

Análisis de metales pesados

Como se puede observar en la Fig. 2, los valores de metales se encontraron por debajo de la normativa nacional, Ley Nº 24051 (Cafferatta 2003); a excepción de Pb que excedió los límites en los sitios S4 y S5. Además, estos sitios mostraron valores más elevados de Mn y As. Esto está en acuerdo con lo observado en bibliografía, y otros trabajos presentados, donde se observa incremento de metales pesados en zonas con actividad agrícola intensiva. El incremento de los valores de se presentó en zonas de actividad ganadera, las cuales produce la descarga de sus efluentes en este curso de agua.



	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
S1	6,27	59,96	0	26,5	5,59	61,83	4,99	0,501	5,231
S2	6,25	59,8	0	25,02	0,03	39,59	1,8	0,95	5,042
S3	5,32	45,47	0,021	34,46	1,49	113,44	4,2	0,9	5,836
S4	9,1	35,17	0,022	30,81	4,04	120,53	23,62	1,1	2,721
S5	21,09	37,97	0,031	38,01	2,58	142,1	18,4	1,014	2,467

Figura 2. Contenido de metales en agua para los diferentes sitios del río Conlara. Todos los valores son expresados en µg L^{-1}.

Evaluación de pesticidas

De los herbicidas analizados, no se evidenció la presencia de Aldrin; Dieldrin; Endrin; 4,4´-DDE; 4,4´-DDD. Las muestras de agua de S4 evidenciaron un gran contenido de pesticidas. La mayor concentración de glifosato fue obtenida en S3, el cual supera el límite establecido para aguas superficiales (1,0 µg L^{-1}) (Risica and Grande 2000).

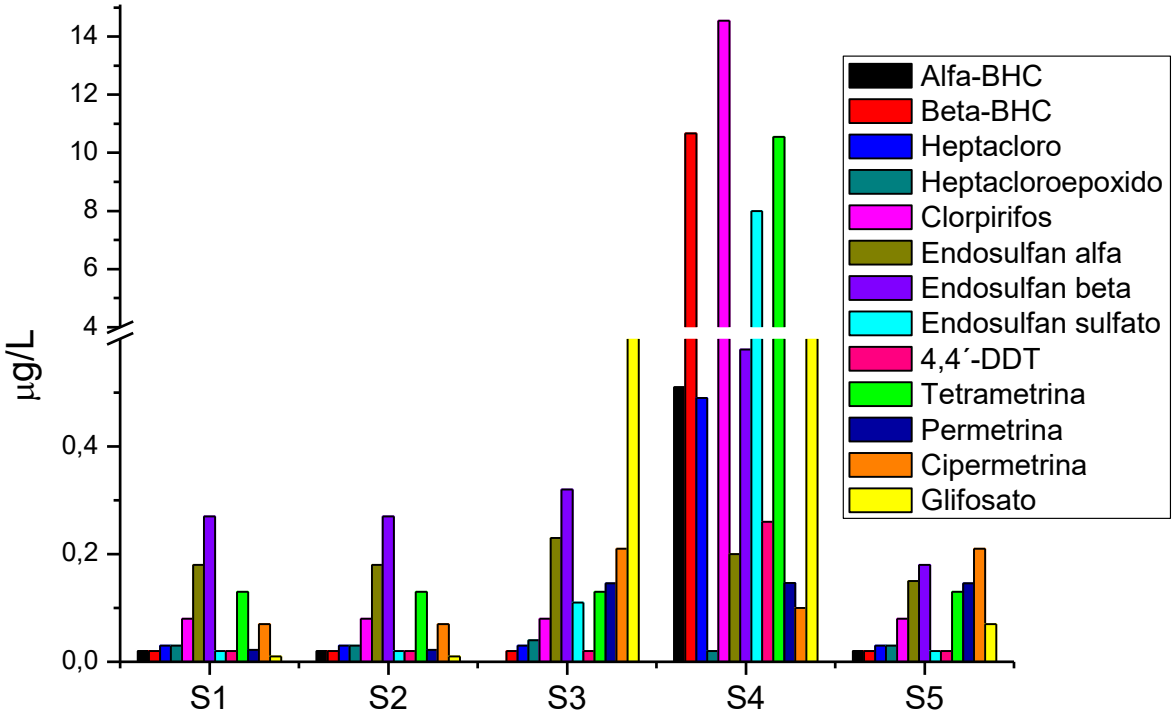


Figura 3. Contenido de pesticidas expresados en µg L^{-1} pertenecientes a las muestras de agua del río Conlara. El sitio S4 pertenece a una zona de cultivo intensivo.

Índices biológicos

Un desbalance desfavorable entre las especies reactivas del oxígeno y las defensas antioxidantes, genera el estrés oxidativo, lo cual provoca daño oxidativo a las macromoléculas y por consecuencia el estrés fisiológico en los organismos. Particularmente, podemos observar en la Tabla 1, que a lo largo del río Conlara el valor K, disminuye, demostrando que el deterioro de la calidad de agua, lo cual produce efectos adversos a escala individual. Analizando los biomarcadores fisiológicos y citogenéticos, se puede observar un aumento y alteración progresiva del sistema colinérgico (AChE), una inhibición en la capacidad de mitigar el estrés oxidativo en lípidos (TBARS) y un aumento en los sistemas antioxidantes (CAT) que contrarrestan el efecto de las especies reactivas de oxígeno (ROS) conforme aumentan los estresores ambientales a lo largo de la cuenca. Sumado a esto, se observa un aumento en la frecuencia de MNs, indicando un incremento del daño citogenético en las células sanguíneas de los peces que habitan este ecosistema. Cabe destacar, que los parámetros como K y CAT, en S5 (sitio con mayor grado de contaminación) tiene valores similares a S1 (sitio con menor grado de contaminación), esto según mencionan los autores puede deberse a patologías propias como edemas, tumores, u órganos disfuncionales como el hígado; por lo cual proponemos futuros estudios destinados a evaluar estos parámetros biológicos. No obstante, estamos en condiciones de asegurar que el río Conlara altera los sistemas colinérgicos y aquellos encargados de mitigar el estrés oxidativo organismos de *Jenynsia multidentata*.

Tabla 1. Índices biológicos determinados en *Jenynsia multidentata*.

	Índices Morfométricos	**Actividad Enzimática**			**Genotoxicidad**
Sitios	**Condición corporal (K)**	**AChE**	**CAT**	**TBARS**	**MNs**
S1	10,7	5,96	0,0023	1,30	1,98
S2	10,4	6,01	0,0021	1,28	2,01
S3	9,02	20,2	0,0027	0,98	3,14
S4	7,57	72,8	0,0033	0,82	3,67
S5	10,2	89,2	0,0018	0,92	3,92

K: expresado como la relación entre el peso del pez y la longitud. La actividad enzimática de AChE y CAT como µmol/min/mg de Proteína. TBARS como mg MDA/L. MNs como la frecuencia en 1000 células.

Análisis de Componentes Principales

El ACP fue realizado sobre 39 variables y resultó en dos componentes principales (CP) que explicaron el 80,3 % de la variabilidad total de la matriz de datos analizada (Figura 4); además, permitió clasificar el río en 4 zonas. La zona A (S1 y S2) conformaron un área con actividad ganadera, la cual se correlaciona con la presencia de Zn, nitrato, materia orgánica y valores estándares de actividad oxidativa a nivel lipídico (TBARS) y buena oxigenación del agua. La zona B (S3) se relacionó con la presencia de fósforo, heptacloroepóxido y disminución de la condición corporal (K). La zona C (S4) se relacionó con diferentes pesticidas, cambios de pH y aumento de CAT; indicando estrés oxidativo. Finalmente, la zona D, correspondiente a S5, ser relacionó con una componente mineral importante y pesticidas. Los principales marcadores biológicos alterados para esta zona fueron el incremento de AChE y la presencia de MNs.

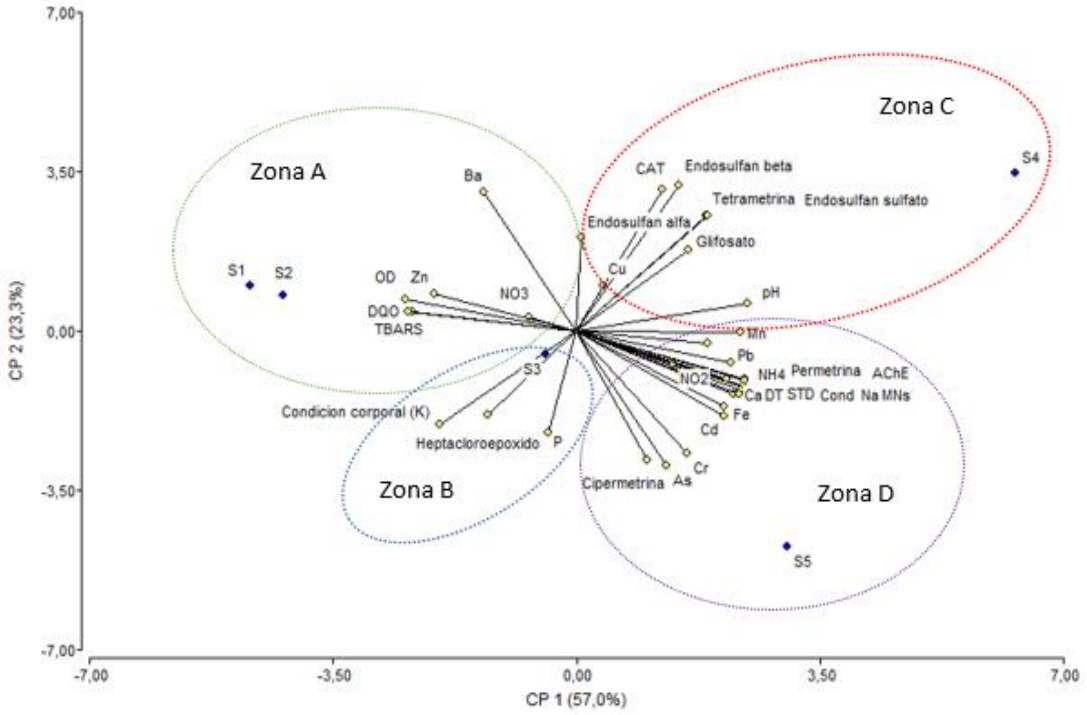


Figura 4. Biplot y distribución de los sitios de muestreo en el espacio de los dos primeros componentes principales.

Análisis de conglomerados

El análisis de conglomerados fue utilizado para detectar similitudes grupales entre los sitios de muestreo y observar variaciones espaciales en la calidad del agua. Conforme con AC, el método seleccionado para la clasificación de los sitios fue el método de enlace simple. Del análisis de AC, resultaron dos grupos de clústeres, con subgrupos (Figura 5). El primer cluster (grupo A) mostró dos subgrupos, uno de ellos conformado por S1 y S2, mientras que el segundo subgrupo estuvo conformado por S3. El segundo cluster (grupo B) mostró un cluster conformado por S4 y S5. Las diferencias entre los grupos A y B se debieron a los niveles de concentración de metales, pesticidas y la respuesta de los biomarcadores analizados. Los sitios S1 y S2 conformaron un grupo característico con influencia por actividad ganadera. El subgrupo S3 marca la transición entre la zona ganadera y agrícola; mientras que el Grupo B corresponde a una zona que se encuentra afectada por la actividad principalmente agrícola. Es clave observar que S5 corresponde a un sitio de muestro que además de recibir aguas de escorrentías de la zona agrícola, también atraviesa una zona urbanizada, que recibe la influencia de descargas cloacales del tipo domiciliarias. Sin embargo, queda agrupada en el mismo conglomerado que S4, marcando similitud con este último.

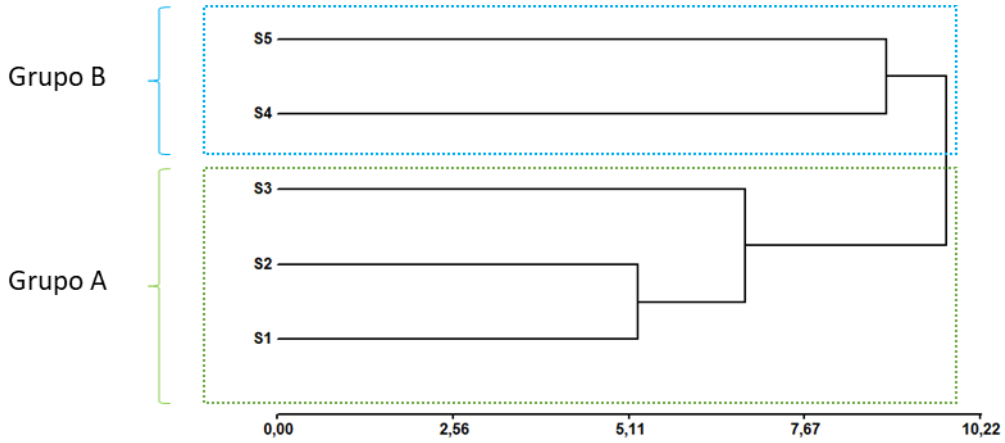


Figura 5. Dendrograma del análisis de conglomerados según el método de Ward. Distancia euclidiana: variables estandarizadas.

CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del agua a lo largo del río Conlara muestra un deterioro a medida que avanza en su recorrido, identificándose zonas definidas en relación a a la actividad propia del lugar. La calidad disminuye por los aportes que realizan las aguas de escorrentías en las diferentes zonas. Los sitios S1 y S2 presentaron zonas menos afectadas en cuanto a estrés oxidativo. La medición de biomarcadores citogenéticos junto con las respuestas fisiológicas ante los contaminantes ambientales, puede servir para mejorar la valoración de las evaluaciones ambientales frente a estresores químicos y a su vez aumentar la habilidad de tasar el riesgo de sus efectos sobre la salud de las poblaciones expuestas. A los fines de evitar efectos en la biota y salud de los pobladores, es necesario que se establezcan sistemas de controles efectivos y monitoreo sistemáticos a las entidades productivas, por parte de los sistemas provinciales de control y fiscalización. No obstante, este trabajo, integrando parámetros físico-químicos, metales, pesticidas y biomarcadores en especies bioindicadoras, constituye la primera evaluación de este tipo para la provincia de San Luis en una de sus cuencas más importantes para la población local. En este sentido, y considerando el grado de perturbación y la calidad de agua a lo largo de la cuenca del Conlara, consideramos que es importante realizar más estudios integrales y de esta amplitud no sólo en esta cuenca sino en el resto de los ríos de la provincia con problemáticas similares.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto de Química de San Luis “Dr. Roberto Olsina”-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (INQUISAL-CONICET; PIP 11220150100450CO), Universidad Nacional de San Luis (Proyecto PROICO 2-1914) y Agencia Nacional de Promoción Científica (FONCYT; PICT-2018-01067) por el apoyo financiero.

BIBLIOGRAFÍA

Almeida, C., S. O. González, M. Mallea and P. González (2012). "A recreational water quality index using chemical, physical and microbiological parameters." Environmental Science and Pollution Research 19(8): 3400-3411.

Association, A. P. H., A. W. W. Association, W. P. C. Federation and W. E. Federation (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association.

Bagur, M., S. Morales and M. López-Chicano (2009). "Evaluation of the environmental contamination at an abandoned mining site using multivariate statistical techniques—the Rodalquilar (Southern Spain) mining district." Talanta 80(1): 377-384.

Ballesteros, M., M. Gonzalez, D. Wunderlin, M. Bistoni and K. Miglioranza (2011). "Uptake, tissue distribution and metabolism of the insecticide endosulfan in Jenynsia multidentata (Anablepidae, Cyprinodontiformes)." Environmental pollution 159(6): 1709-1714.

Ballesteros, M., D. Wunderlin and M. Bistoni (2009). "Oxidative stress responses in different organs of Jenynsia multidentata exposed to endosulfan." Ecotoxicology and Environmental Safety 72(1): 199-205.

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, US Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC.

Brodeur, J. C., M. Sanchez, L. Castro, D. E. Rojas, D. Cristos, M. J. Damonte, M. B. Poliserpi, M. F. D'andrea and A. E. Andriulo (2017). "Accumulation of current-use pesticides, cholinesterase inhibition and reduced body condition in juvenile one-sided livebearer fish (Jenynsia multidentata) from the agricultural Pampa region of Argentina." Chemosphere 185: 36-46.

Cafferatta, N. A. (2003). "Ley 25675 General del Ambiente, comentada, interpretada y concordada." Antecedentes Parlamentarios.

Di Rienzo, J. (2009). "InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina." http://www. infostat. com. ar.

Helena, B., R. Pardo, M. Vega, E. Barrado, J. M. Fernandez and L. Fernandez (2000). "Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis." Water research 34(3): 807-816.

Herbas, R., F. Rivero, R. Gonzales and O. Arce (2006). Indicadores Biologicos de calidad del Agua. Universidad Mayor de San Simón. Universidad Mayor de San Simón.

Hued, A. C., S. Oberhofer and M. de los Ángeles Bistoni (2012). "Exposure to a commercial glyphosate formulation (Roundup®) alters normal gill and liver histology and affects male sexual activity of Jenynsia multidentata (Anablepidae, Cyprinodontiformes)." Archives of environmental contamination and toxicology 62(1): 107-117.

Lewis, P. A. (1994). Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms, US Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory.

Lozada, P. T., C. H. C. Vélez and P. Patiño (2009). "Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica." Revista de Ingenierías: Universidad de Medellín 8(15): 3.

Maggioni, T., A. C. Hued, M. V. Monferrán, R. I. Bonansea, L. N. Galanti and M. V. Amé (2012). "Bioindicators and biomarkers of environmental pollution in the middle-lower basin of the Suquía River (Córdoba, Argentina)." Archives of environmental contamination and toxicology 63(3): 337-353.

Oscoz, J., J. Gomà, L. Ector, J. Cambra, M. Pardos and C. Durán (2007). "Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas." Limnetica 26(1): 143-158.

Pesce, S. F., J. Cazenave, M. V. Monferrán, S. Frede and D. A. Wunderlin (2008). "Integrated survey on toxic effects of lindane on neotropical fish: Corydoras paleatus and Jenynsia multidentata." Environmental pollution 156(3): 775-783.

Risica, S. and S. Grande (2000). Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption: calculation of derived activity concentrations, Istituto Superiore di Sanità.

Rosso, J. J., N. F. Schenone, A. P. Carrera and A. F. Cirelli (2013). "Concentration of arsenic in water, sediments and fish species from naturally contaminated rivers." Environmental geochemistry and health 35(2): 201-214.

Sánchez-Bain, A., G. Forget, G. Feola and A. Ronco (2004). "Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones."

Shrestha, S. and F. Kazama (2007). "Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan." Environmental Modelling & Software 22(4): 464-475.

Singh, K. P., A. Malik, D. Mohan and S. Sinha (2004). "Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study." Water research 38(18): 3980-3992.

Tzaskos, D. F., C. Marcovicz, N. M. P. Dias and N. D. Rosso (2012). "Development of sampling for quantification of glyphosate in natural waters." Ciência e Agrotecnologia 36(4): 399-405.

ANÁLISIS DEL FITOPLANCTON Y LA POSIBLE PRODUCCION DE CIANOTOXINAS EN EL EMBALSE ITIYURO (SALTA, ARGENTINA).

Alvarez Dalinger[1], F.S., Moraña[2], L.B. y Salusso[2] M.M.

[1] Becaria CONICET. [2]Cátedra Calidad de Aguas, Facultad Ciencias Naturales, UNSA-Salta
Avenida Bolivia 5150 – Fax 0387-4255455
floralvarezdalinger0@gmail.com

RESUMEN

El embalse Itiyuro constituye un ecosistema artificial creado para la provisión de agua potable y regulación de crecidas en el norte de la provincia de Salta, que actualmente abastece a más de 100.000 personas. Los objetivos del presente trabajo consistieron en estudiar la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica del embalse Itiyuro en un ciclo hidrológico, analizar las variaciones temporales del mismo en relación a los parámetros abióticos, y evaluar la posible producción de cianotoxinas en el embalse. Se realizaron muestreos mensuales entre febrero y diciembre de 2019 (para el fitoplancton y las variables físico químicas), y quincenales entre noviembre y diciembre del mismo año (para la cuantificación de cianotoxinas). La abundancia del fitoplancton varió entre 468 y 13179 cels/ mL. Dentro de las especies destacadas de cianobacterias se encuentran *Raphidiopsis mediterránea, Pseudanabaena limnetica, Merismopedia elegans y Nostoc sp.,* entre muchas otras posibles productoras de cianotoxinas. El estado trófico del embalse correspondió a mesotrófico en la mayoría de los meses muestreados, clasificándose como eutrófico solo en 4 de los meses considerados (abril, agosto, septiembre y diciembre). La cuantificación de microcistinas mediante el ensayo de inhibición de fosfatasa alcalina no detectó producción de las mismas en los meses de verano. Se concluye que el embalse Itiyuro, presenta claramente una tendencia hacia la proliferación e invasión de algas y cianobacterias, como la mayoría de los embalses argentinos, convirtiéndose entonces en un ambiente de riesgo, sobre todo por utilizarse para la provisión de agua potable. Si bien el presente estudio no detectó producción y liberación de toxinas, constituye el puntapié inicial para generar un monitoreo continuo del embalse, el cual hasta el momento es inexistente.

PALABRAS CLAVE: Itiyuro; Fitoplancton; Cianobacterias; Embalse; Microcistinas.

ABSTRACT

The Itiyuro reservoir constitutes an artificial ecosystem created for the provision of drinking water and flood regulation in the north of the province of Salta, which currently supplies more than 100,000 inhabitants. The objectives of this work consisted of studying the structure and composition of the phytoplankton community of the Itiyuro reservoir in a hydrological cycle, analyzing the temporal variations of the same in relation to the abiotic parameters, and evaluating the possible production of cyanotoxins in the reservoir. Monthly samplings were carried out between February to December 2019 (for phytoplankton and physical chemical variables), and biweekly between November to December of the same year (for the quantification of cyanotoxins). The abundance of phytoplankton ranged between 468 and 13179 cells / mL. Among the outstanding species of cyanobacteria are Mediterranean Raphidiopsis, Pseudanabaena limnetica, Merismopedia elegans and Nostoc sp., Among many other possible cyanotoxin producers. The trophic state of the reservoir corresponded to mesotrophic in most of the months sampled, classifying as eutrophic only in 4 of the months considered (April, August, September and December). The quantification of microcystins by means of the alkaline phosphatase inhibition assay did not detect their production in the summer months. It is concluded that the Itiyuro reservoir clearly shows a trend towards the proliferation and invasion of algae and cyanobacteria, like most Argentine reservoirs, thus becoming a risk environment, especially per employee for the provision of drinking water.

Although the present study did not detect the production and release of toxins, it constitutes the starting point to generate a continuous monitoring of the reservoir, which to date is non-existent.

Keywords: Itiyuro; Phytoplankton; Cyanobacteria; Reservoir; Microcystins.

En la actualidad, la eutrofización antrópica se presenta como una de las principales amenazas a la sostenibilidad de los ecosistemas continentales, principalmente de los ambientes lénticos. Este proceso, implica un deterioro de la calidad del recurso, situación que se agrava aún más en un contexto de crecimiento poblacional y de demanda del recurso. El incremento en el aporte de nutrientes, (principalmente fósforo y nitrógeno), se identifica desde hace décadas como el principal promotor del proceso (Reynolds,1984), y está asociado al aumento de actividades económicas y cambios en el uso de la tierra. Esto conlleva a un aumento en la densidad del fitoplancton y en la productividad dentro del cuerpo de agua, en lo que se conoce como *floraciones* (Bartram & Chorus, 1999). El abanico de impactos generados por estas floraciones es muy amplio, siendo estos desde ecológicos y sanitarios, hasta económicos (Girao *et al*., 2007).

Los problemas de eutrofización en Argentina se documentan desde hace varios años (Aguilera *et al.*,2017). El desarrollo masivo de algas y cianobacterias es bastante común en los embalses destinados a suministro de agua potable en el país (O Farrell *et al*., 2019) y se espera que se potencie aún más por efecto del cambio climático a nivel mundial (Cheung *et al.,* 2013). Diversos estudios concluyen que el estado trófico general de los embalses en Argentina varía entre mesotróficos y eutróficos, lo cual se encuentra claramente ligado a la estación del año (Amé *et al.,* 2003; Bazán *et al.,* 2005).

El principal motivo de preocupación cuando se habla de floraciones (especialmente de cianobacterias), radica en que estas son capaces de producir y/o liberar toxinas (UNESCO, 2009). Las toxinas de cianobacterias (cianotoxinas) son compuestos químicamente diversos que se agrupan según su modo de acción en hepatotoxinas, neurotoxinas y dermatotoxinas. Dichos tóxicos incluyen a las microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas, nodularinas y anatoxinas (Bartram & Chorus, 1999).

En la provincia de Salta, como se observa en la mayoría de las provincias argentinas, los estudios limnológicos más importantes se han realizado en aquellos embalses ubicados en la región metropolitana de la capital provincial y que impactan sobre una mayor población, como ser los embalses Cabra Corral y El Tunal (Salusso & Moraña, 2005). Otros reservorios destinados a potabilización para consumo humano, como es el caso del embalse Itiyuro ubicado al norte de la provincia de Salta, sólo ha sido descripto en escasas ocasiones en estudios de fitoplancton a nivel de riqueza y abundancia de especies (Vidaurre *et al*., 2018).

En los reservorios de Argentina, las microcistinas (Myc) fueron las toxinas encontradas con mayor frecuencia y concentración (Aguilera *et al.,* 2017). Los informes sobre la presencia de saxitoxinas y anatoxina-a son escasos, destacándose algunos registros en la zona litoral del país, principalmente en la provincia de Corrientes, y otros casos aislados en embalses de Córdoba (Amé *et al.,*2010; Otaño & Bogarin, 2014). El hecho de que las Myc sean las cianotoxinas más extendidas y detectadas con mayor frecuencia en Argentina, está en línea con otros informes de América del Sur (Bittencourt-Oliveira *et al.,* 2014; Bonilla *et al.,* 2015) y el resto del mundo (WHO, 2003; Ibelings *et al.,* 2014).

Los objetivos del presente trabajo consisten en estudiar la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica del embalse Itiyuro en un ciclo hidrológico, analizar las variaciones temporales del mismo en relación a los parámetros abióticos, y evaluar la posible producción de cianotoxinas en el embalse.

MATERIALES Y METODOS

El embalse Itiyuro (22°6'12.29"S; 63°44'21.34"W) se encuentra ubicado al extremo norte de Argentina, en el departamento San Martín, al noroeste de la provincia de Salta, siendo parte de la cuenca Itiyuro – Caraparí (Fig. 1). Esta cuenca ocupa una superficie aproximada de 6400 Km^2, limitando al este con la parte argentina de la cuenca del río Pilcomayo, al sur con una zona de arroyos menores de Salta y al oeste con la cuenca del río Bermejo, desarrollándose entre los 400 y 600 metros sobre el nivel del mar. El clima, marcadamente tropical, supera los 970 mm anuales con una temperatura promedio de 21 °C y con un período seco que se extiende desde abril hasta septiembre (Arias & Bianchi, 1996).

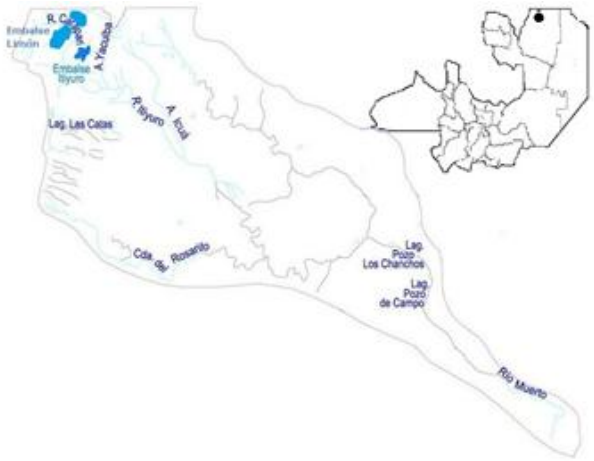


Fig. 1: Esquema cueca Itiyuro- Caraparí

El embalse fue construido en el año 1972, con miras a la producción de agua potable y como regulador de las crecientes del río Caraparí, siendo este último su principal tributario. Sin embargo, en el año 1986, los fenómenos de desestabilización y colmatación se hicieron más evidentes, y estudios revelaron que su capacidad inicial de 80 Hm^3, había sido reducida a tan solos 2.6 Hm^3, con una altura útil de tan solo 2 metros (Paoli *et al*., 2011) anulándose por completo su capacidad de regulación del Caraparí, quedando como único fin del mismo, la provisión de agua potable.

El embalse Itiyuro abastece de agua potable a más de 100.000 personas, en el departamento San Martín, destacándose las localidades de Tartagal, Aguaray, Salvador Mazza y varios poblados menores en lo que se conoce como el “ramal Aguaray-Tartagal”.

Las características morfo-hidrológicas del embalse Itiyuro lo hacen vulnerable a una eutrofización acelerada. Entre los factores que influyen pueden citarse: su ubicación en una región subtropical, temperaturas elevadas, precipitaciones restringidas a un período del año, escasa profundidad, ingreso de nutrientes por escorrentía desde la cuenca de aporte, sustrato alcalino que favorece los pH elevados y presencia de diversas actividades antrópicas de explotación agropecuaria intensiva y forestal, entre otros.

Diseño de muestreo

Las muestras para los recuentos algales y análisis de parámetros físico químicos, se tomaron con una frecuencia mensual entre los meses de febrero y diciembre de 2019, en cercanía a la torre de toma de agua del embalse. Para el análisis cualitativo del fitoplancton, las muestras se tomaron por arrastre horizontal superficial por red de 30 micras de tamaño de poro y fijadas con formol a concentración final del 4%. Para el análisis cuantitativo, las muestras se colectaron con muestreador Van Dorn a profundidad variable y posteriormente fueron fijadas con lugol acidificado y conservadas a 4° C hasta su análisis. Los recuentos del fitoplancton se efectuaron previa sedimentación por 24 hs en cámaras combinadas empleando microscopio invertido marca Zeiss L, utilizando la técnica de Utermöhl (1958). Se

contaron un total de campos que permitieron en cada caso, obtener al menos 100 individuos de la especie más frecuente. Los resultados se expresaron en células/mL. La determinación del número de células de los filamentos se realizó dividiendo el largo total del filamento por el largo promedio de la célula (n=20). No se consideraron en el conteo los materiales vacíos sin contenido celular. La identificación de especies se realizó por captura de imágenes mediante cámara digital Axio Cam1Cc3, y empleando trabajos especializados: Komárek & Anagnostidis (1999, 2005), Komárek & Komárková-Legnerová (2007); Komárek *et al*., 2014, Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1991), entre otros.

Los resultados fueron analizados utilizando los programas Info-Stat (Di Rienzo, 2013), PAST ver. 2.14 (Hammer*et al.,* 2003). En el caso que los datos no presentaron distribución normal para la comparación, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H). Se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Weaver, $\sum_{i=1}^{t} n/N(\log_2 n/N)$ número de organismos de la especie i /número total de organismos. ni = número de organismos de la especie i y N = número total de organismos, expresados en bits/ind.

El análisis de dominancia de especies se realizó mediante la prueba de OlmsteadTukey (Sokal y Rohlf, 1981), utilizando el logaritmo natural de las abundancias y sus frecuencias relativas de aparición. El diagrama resultante se divide en cuatro cuadrantes en función de la media de ambos parámetros. La clasificación según el cuadrante corresponde a: Dominantes (abundancia y frecuencia de aparición alta), ocasionales (abundancia alta y frecuencia de aparición baja), constantes (abundancia baja y frecuencia de aparición alta) y raras (abundancia y frecuencia de aparición baja).

En cada muestreo se determinaron *in situ*: temperatura (°C), conductividad eléctrica (us/cm), pH, Oxígeno disuelto (mg/L), (con sensor multi-parámetro) y la transparencia mediante el disco de Secchi. Se realizó el perfil térmico, con lecturas de temperatura cada metro de profundidad, mediante sonda. Se recolectaron muestras en botellas opacas de 1 litro, para la determinación de parámetros físico-químicos en laboratorio, según técnicas estandarizadas de APHA (2005), y clorofila *a* de acuerdo al método espectrofotométrico monocromático según técnica Scor Unesco modificada (Cabrera Silva, 1984).

Las muestras para cuantificación de microcistinas se recolectaron con una frecuencia quincenal entre los meses de noviembre y diciembre de 2019, utilizando muestreador tipo Van Dorn. Inmediatamente las mismas fueron transferidas a botellas oscuras, mantenidas en oscuridad total y refrigeración (4 ºC) hasta su llegada al laboratorio en un plazo menor a las 12 horas. Posteriormente fueron congeladas (-20 °C) y mantenidas en oscuridad hasta su posterior análisis (hasta 4 semanas luego del muestreo).

La detección y cuantificación de microcistinas se realizó mediante la aplicación del ***"Ensayo de inhibición de la fosfatasa"***. Este ensayo utiliza los procesos bioquímicos afectados por las toxinas a nivel celular y molecular para desarrollar ensayos in vitro de alta sensibilidad (0.1 ug/L), sin necesidad de aplicar procedimientos de concentración de la muestra (Smienk *et al*., 2007). Los ensayos de inhibición de la fosfatasa en el presente trabajo se realizaron utilizando el kit comercial MicroCystest distribuido por ZEULAB S.L.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se identificaron un total de 76 especies de algas y cianobacterias, representadas por 55 géneros. El embalse presentó una riqueza dominante de Chlorophyta (23), seguido por Cyanophyta (20), Bacillariophyta (19), Euglenophyta (9), Dinophyta (3), Charophyta (1) y Criptophyta (1). Entre las cianobacterias se destacaron los órdenes Nostocales y Synechoccocales, ambos con 8 especies. De las cianobacterias registradas, la mayoría corresponden a taxones potencialmente productores de cianotoxinas, cuyo listado se detalla

en la tabla N°1. La representatividad promedio de las cianobacterias fue del 25.8% sobre el total del fitoplancton, superadas solo por las diatomeas con un valor medio de 32.8 %. El resto de los grupos (Euglenophyta, Dinophyta, Criptophyta, etc.), tuvieron siempre una representación media inferior al 10%.

Tabla 1: Listado de especies de cianobacterias registradas en Itiyuro y las toxinas reportadas para cada género.

Especie	Orden	Toxinas *
Anabaenopsis elenkinii	Nostocales	Myc RR, LPS
Aphanotese zularinae	Chroccocales	LPS
Aphanizomenon gracile	Nostocales	Ana, Sax, LPS
Cylindrospermopsis raciborskii	Nostocales	Myc Lr, Sax, LPS
Dolichospermum sp.	Nostocales	Myc, Ana, Sax,LPS
Glaucospira laxissima	Spirulinales	LPS
Leptolyngbya fragilis	Synechococcales	LPS
Limnococcus limneticus	Synechococcales	LPS
Limnothrix redekei	Synechococcales	LPS
Merismopedia elegans	Synechococcales	Myc Lr, LPS
Microcystis aeruginosa	Chroccocales	Myc, LPS
Nostoc sp.	Nostocales	Myc
Phormidium sp.	Oscillatoriales	Ana
Pseudanabaena catenata	Synechococcales	LPS
Pseudanabaena limnetica	Synechococcales	LPS
Raphidiopsis curvata	Nostocales	Myc LR, Ana, LPS
Raphidiopsis mediterranea	Nostocales	Myc LR, Ana, LPS
Snowella litoralis	Synechococcales	Myc, LPS

**Myc=microcistinas, LPS=lipopolisacaridos, Sax=saxitoxinas, Ana=anatoxinas. En base a información extraída de Gianuzzi et al., 2017.*

La variación anual de la comunidad fitoplanctónica se analizó a partir de las especies más abundantes y se presentan los resultados mediante un diagrama de Olmstead-Tukey (Fig. 2). De las 76 especies identificadas en Itiyuro, el 44.7% correspondió a especies raras, el 26% a dominantes, el 22.3% a especies ocasionales y solo el 7% a especies constantes. Por otra parte, del total de especies registradas, el 52% correspondió a especies que estuvieron presentes únicamente en un solo muestreo, independientemente de su abundancia, por lo que probablemente corresponden a aportes externos en forma de inóculos que ingresan por el rio aportante, que posteriormente no logran prosperar.

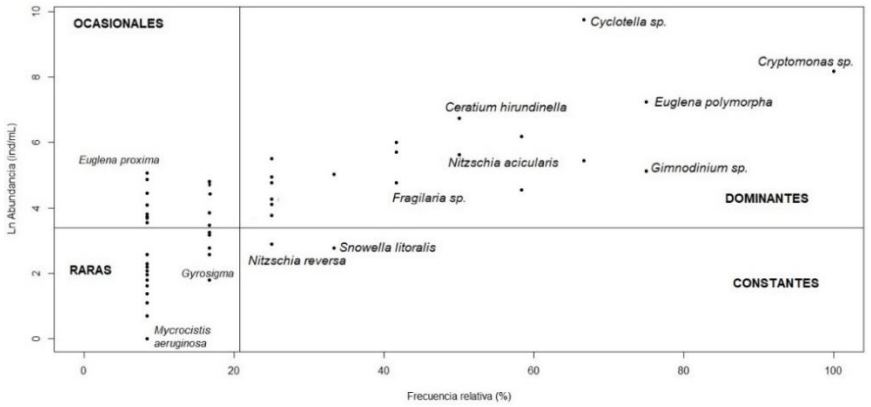


Fig.2: Diagrama de Olmstead Tukey con las categorías de raras, ocasionales, constantes y dominantes para el fitoplancton del embalse Itiyuro.

La densidad promedio del fitoplancton para todo el período de muestreo considerado fue de 3976 cels/mL, con un máximo de 13179 cels/mL registrado en el mes de mayo, el cual estuvo explicado en un 85% por abundancia *Cyclotella sp*. Se observó una tendencia al aumento en la abundancia de cianobacterias entre los meses de febrero y abril, alcanzando el máximo en mayo (1718 cels/mL). Los meses de mayor abundancia de cianobacterias registraron siempre temperaturas mensuales promedio por encima de los 21°C. Por otro lado, el descenso de la temperatura en invierno, se vio acompañado por una menor abundancia de cianobacterias, verificándose que el mes de menor temperatura media (julio, 15.5 °C), fue el único en el cual no se cuantificaron cianobacterias en las muestras.

La diversidad de Shannon del fitoplancton osciló entre 0.56 y 2.68 bits/ind con un promedio anual de 1.75. Los valores más elevados correspondieron en general a la época cálida (primavera y verano), mientras que la menor diversidad fue registrada en los meses más fríos (de junio a agosto). La dominancia de Simpson tuvo una estimación promedio para Itiyuro de 0.31, con extremos muy variables (0.08 a 73% de probabilidad de extraer dos individuos de la misma especie en un muestreo). Los taxones identificados en Itiyuro se detallan en la tabla N° 2.

Tabla 2: Listado de taxones fitoplanctónicos identificados en Itiyuro durante el período muestreado.

CYANOBACTERIA

On. Nostocales

Anabaenopsis elenkinii V.V.Miller

Aphanizomenon gracile Lemmermann

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya & Subba

Dollichospermum sp.

Nostoc sp.

Raphidiopsis curvata F.E.Fritsch & M.F.Rich

Raphidiopsis mediterranea Skuja

Sphaerospermopsis sp.

On. Synechococcales

Leptolyngbya fragilis (Gomont) Anagnostidis & Komárek

Limnococcus limneticus (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová

Limnothrix redekei (Goor) Meffert

Merismopedia elegans A.Braun ex Kützing

Pseudanabaena catenata Lauterborn

Pseudanabaena limnetica (Lemmemann) Komárek

Romeria sp.

Snowella litoralis (Häyrén) Komárek & Hindák

On. Chroccocales

Aphanotece sp.

Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing

On. Spirulinales

Glaucospira agilissima Lagerheim

On. Oscillatoriales

Phormidium sp.

CHLOROPHYTA

On. Chlamydomonadales

Carteria multifilis (Fresenius) O.Dill

Pandorina morum (O.F.Müller) Bory in J.V.Lamouroux, Bory & Deslongschamps

Phacotus lenticularis (Ehrenberg) Diesing

On. Chlorellales

Chodatella brevispina F.E.Fritsch

Closteriopsis acicularis (Chodat) J.H.Belcher & Swale

Dictyosphaerium tetrachotomum Printz

Micractinium pusillum Fresenius

Oocystis parva West & G.S.West

On. Sphaeropleales

Ankistrodesmus falcatus (Corda) Ralfs

Desmodesmus spinosus (Chodat) E.Hegewald

Eutetramorus sp.

Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák

Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová

Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová

Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini

Pediastrum duplex Meyen

Scenedesmus alternans Reinsch

Scenedesmus arcuatus (Lemmermann) Lemmermann

Scenedesmus disciformis (Chodat) Fott & Komárek

Scenedesmus spinosus Chodat

Scenedesmus tibiscensis Uherkovich

Willea irregularis (Wille) Schmidle

On. Trebouxiales

Botryococcus braunii Kützing

CHAROPHYTA

On. Desmidiales

Closterium sp.

BACILLARIOPHYTA

On. Achnanthales

Cocconeis sp.

Cocconeis placentula Ehrenberg

On. Bacillariales

Nitzschia acicularis (Kützing) W.Smith

Nitzschia palea (Kützing) W.Smith

Nitzschia reversa W.Smith

Nitzschia sp.

On. Cocconeidales

Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki

On. Cymbellales

Cymbella affinis Kützing

Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing

On. Fragilariales

Fragilaria sp.

On. Licmophorales

Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère

On. Naviculales

Gyrosigma sp.

Navicula capitatoradiata H.Germain ex Gasse

Navicula sp.

Pinnularia sp.

Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkovsky

On. Surirellales

Stenophterobia sp.

On. Thalassiosirales

Cyclotella meneghiniana Kützing

Cyclotella sp.

EUGLENOPHYTA

On. Euglenida

Euglena sp.

Euglena polymorpha P.A.Dangeard

Euglena viridis (O.F.Müller) Ehrenberg

Euglena proxima P.A.Dangeard

Strombomonas sp.

Trachelomonas sp.

Euglena deses Ehrenberg

Lepocinclis ovum (Ehrenberg) Lemmermann

Lepocinclis sp.

CRYPTOPHYTA

On. Cryptomonadales

Cryptomonas sp.

DINOPHYTA

On. Gonyaulacales

Ceratium hirundinella (O.F.Müller) Dujardin

On. Gymnodiniales

Gymnodinium sp.

On. Peridiniales

Peridinium umbonatum F.Stein

Variables ambientales

La temperatura del agua registró un promedio de 25°C. No se registraron diferencias verticales que permitieran definir una estratificación térmica fuerte en el embalse. El disco de Secchi en Itiyuro tuvo un promedio de 0.64 m para el período considerado, con valores medios de 0.85 m en invierno y 0.30 m en verano. La tabla N°3 resume los resultados de algunos de los parámetros considerados.

Tabla 3: Resultados de parámetros físico químicos medidos según técnicas de APHA (2005).

Variable	Unidad de medida	Promedio	D.E.	Mínimo	Máximo
pH	UpH	7,41	0,48	6,69	8,18
Conductividad eléctrica	µS/cm	658,85	202,95	399,3	922,7
Turbidez	NTU	29,29	30,83	1,49	86,4
Solidos totales	mg/L	602,75	230,11	397	1198
Alcalinidad	$mgCaCO_3/L$	129,56	62,73	56,26	214,76
Dureza	$mgCaCO_3/L$	262,42	71,13	167	400
DQO	mgO_2/L	132,04	56,13	17,98	221,94

Los valores de oxígeno disuelto para el dique fluctuaron entre 5.4 y 11.8 mg O_2/L, presentando sobresaturación de oxígeno en el 66% de las muestras.

En el caso de los nutrientes, se evaluaron las concentraciones de nitrógeno y fósforo soluble. La concentración media de nitratos y nitritos fue de 0.01 y 0.53 mg-N/L respectivamente. Los valores de nitrógeno inorgánico soluble (NIS) oscilaron entre 0.56 y

2.99 mg-N/L, con los máximos registrados en los meses estivales. El fósforo, expresado como fósforo inorgánico soluble (PRS), fluctuó entre 0.06 y 3.70 mg-P/L, con los máximos en primavera. La relación nitrógeno / fósforo (N/P) promedio fue de 17.6. En general se considera que relaciones de N/P menores a 10 representan una limitación potencial de nitrógeno, mientras que relaciones superiores a 20, limitaciones potenciales de fósforo (Gianuzzi *et al.,* 2017). En base a estos criterios, el embalse solo presentaría limitación por nitrógeno en 4 de los meses considerados, siempre y cuando otros factores adicionales no se presentes como posibles co-limitantes.

La biomasa fitoplanctonica estimada como clorofila *a*, mostró un valor promedio a lo largo del período considerado de 25.4 µg l-1. Los valores mínimos en el embalse (6.94 µg l-1) se registraron en julio, y el máximo (88.84 µg/L) en abril de 2019. En muchos casos las técnicas espectrofotométricas utilizadas para la medición de pigmentos fotosintéticos, se encuentran muy influidas por la concentración de sedimentos, y fuertemente sesgadas por el estado fisiológico de la clorofila (Rowan, 1989). En este caso, no se verificó una relación significativa entre la turbidez y la concentración de clorofila *a*, lo que sugiere la naturaleza inorgánica del material en suspensión, y por lo tanto se infiere que no hubo interferencias en las mediciones efectuadas.

El Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) basado en la concentración de clorofila *a*, arrojó valores entre 34 y 73. Se observó una estabilidad en la condición del sistema, que se mantuvo como mesotrófico (concentración promedio de clorofila 25.4 µg l-1 y TSI promedio=54) en la mayor parte del ciclo hidrológico. La condición eutrófica sólo se observó en 4 muestreos, en los cuales Cyanophyta dominó en 2 (abril y diciembre de 2019) y Clorophyta en los 2 restantes (agosto y septiembre de 2019). La mayoría de los embalses argentinos, muestran una tendencia a la eutrofización en los meses de verano, coincidiendo con los aumentos de temperatura (O´Farrell *et al*, 2019).

Algunos autores concluyen que aquellos ambientes lénticos de características mesotróficas estarían mayormente dominados por Bacillariophyta (Duarte *et al.,* 1992), mientras que ambientes eutróficos muestran preferentemente dominancia de cianobacterias (Lampert y Sommer, 1997; Margalef, 1983; Paerl, 1988). En el caso del embalse Itiyuro, el estado trófico no pareciera ser suficiente para predecir la dominancia de un grupo algal sobre el resto, mostrando una gran alternancia en el predominio de los mismos a lo largo de los muestreos. En el ciclo analizado, las cianobacterias dominaron porcentualmente en 5 muestreos, las diatomeas en 4 y las clorófitas en los 3 restantes, sin embargo, esta dominancia no se relacionó ni con la riqueza ni con el estado trófico.

Detección de Microcistinas:

Los ensayos de inhibición de fosfatasa alcalina para determinar la posible producción y liberación de microcistinas se realizaron en 2 oportunidades, en los muestreos de noviembre y diciembre de 2019, por ser estos los meses de mayor incremento de temperaturas y precipitaciones, y por ende ingreso de nutrientes desde fuentes exógenas, por lo que el desarrollo de floraciones de cianobacterias es esperable. En este caso, las microcistinas libres e intracelulares, mediante el método ya descripto, no fueron detectadas en las muestras del dique Itiyuro.

CONCLUSIÓN

El embalse Itiyuro presenta una clara tendencia hacia la eutrofización, y al desarrollo de floraciones de algas y de cianobacterias, destacándose especies como *Raphidiopsis mediterránea y Pseudanabaena limnetica*. Los picos de cianobacterias se registraron en el mes de mayo, para luego disminuir su abundancia a la par del inicio de la época invernal. Al ser el objetivo del embalse captar agua para su posterior potabilización, se convierte en un sistema de alto riesgo para la población que abastece. El presente

estudio no detectó la presencia de cianotoxinas, sin embargo, el monitoreo continúo de aquellos ambientes utilizados para provisión de agua potable debiera ser obligatorio y exhaustivo, con el objetivo de generar alertas tempranas y resguardar a la población abastecida.

REFERENCIAS

Aguilera, A., S. Haakonsson, Martín, M.V., Salerno, G., & Echenique, R. 2017. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. Limnologica, 69: 103-114.

Amé, V., Ruiz, M., Galanti, L. N., Ruibal, A. L., Rodriguez, M. I., & Wunderlin, D. A. 2010. Microcistinas y anatoxina-a en el Embalse San Roque (Córdoba-Argentina). In III Congreso Argentino de SETAC-10 al (Vol. 14).

APHA, AWWA, WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. Washington: APHA. Standard Method 10200H.

Arias, M., & Bianchi, A. R. 1996. Estadísticas climatológicas de la Provincia de Salta. Dirección de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Provincia de Salta, Estación Experimental Agropecuaria Salta, Inta.

Bartram, J., & Chorus, I. (Eds.). (1999). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management

Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Oroná, C., Rodríguez, M. I. Busso, F. 2005. Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. Revista Ingeniería hidráulica en México, 20(2), 121-135.

Cabrera Silva, S. 1984. Estimación de clorofila a y feopigmentos. Una revisión metodológica. Programa sobre el hombre y la biosfera., UNESCO, Universidad de Chile, 236 pp.

Bittencourt-Oliveira, M.C., V. Piccin-Santos,A. N. Moura, N.K.C Aragao-Tavares, M.K. Cordeiro-Araujo. 2014. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. Annals of the Brazilian Academy of Sciences, 86: 297–310.

Bonilla, S., González-Piana, M., Soares, M.C.S., Huszar, V.L.M., Becker, V., Somma, A., Marinho, M.M., Kokociński, M., Dokulil, M., Antoniades, D., Aubriot, L. 2016. The success of the cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii in freshwaters is enhanced by the combined effects of light intensity and temperature. J. Limnol. 7, 606–617.

Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 22: 361- 369.

Cheung, M.Y., S. Liang & J. Lee. 2013. Toxin-producing cyanobacteria in freshwater: a review of the problems, impact on drinking water safety, and efforts for protecting public health. Journal of Microbiology, 51: 1–10

Di Renzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablado, M., & Robledo, C. 2011. InfoStat versión 2011e. Universidad Nacional de Córdoba.

Duarte, C. M., Agustí, S. & Canfield, D. 1992. Patterns in phytoplankton community structure in Florida Lakes. Limnol. & Oceanogr., 37(1): 155-161.

Girão, E. G., De Andrade, E. M., Rosa, M. D. F., de Araújo, L. D. F. P., & Meireles, A. C. M. 2007. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. Revista Ciência Agronômica, 38(1), 17-24.

Hammer, O.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2003. PAST: Paleontological Statistics. Version 1.18. Available at <http://folk.uio.no/ohammer/past>.

Ibelings, B.W., Backer, L., Kardinaal, W.E., Chorus, I., 2014. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. HarmfulAlgae 40: 63–74.

Komárek, J. & K. Anagnostidis. 1999. Cyano¬prokaryota 1. TeilChroococcales. En: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig y D. Mollenhaver. Süβwasserflora von Mitteleuropa, 19/1: 1-548.

Komárek, J. & K. Anagnostidis. 2005. Cyano¬prokaryota. 2. Oscillatoriales. En: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner y M. Schagerl .Süβwasser flora von Mitteleuropa, 19/2: 1-758

Komárek, J., Kaštovský, J., Mareš, J., & Johansen, J. R. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera), using a polyphasic approach. Preslia, 86(4), 295-335.

Komárková-Legnerová, J. 1969. The systematics and ontogenesis of the genera Ankistrodesmus Corda and Monoraphidium gen. nov. Academia.

Krammer K., & H. Lange-Bertalot. 1986. Ba¬cillaríophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. En: H. Ettl, G. Gärtner, H. Heynig y D. Mo¬llenhaver. Süβwasserflora von Mit¬teleuropa. 2/1: 1-876.

Krammer, K. & H. Lange Bertalor. 1991.Bacillaríophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Monellnhauer (eds.), Süsswasserflora von Mitteleuropa, G. Fischer, Jena Süsswasserflora von Mitteleuropa Bd. 2/3: Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.

Lampert, W. & Sommer, U. 1997. Limnoecology. Oxford University Press.

Margalef, R. 1983. Limnología (Vol. 1009). Barcelona: Omega.

O'Farrell, I., Motta, C., Forastier, M., Polla, W., Otaño, S., Meichtry, N., Devercelli, M., Lombardo, R. (2019). Ecological meta-analysis of bloom-forming planktonic Cyanobacteria in Argentina. Harmful Algae, 83, 1-13.

Otaño, S., & Bogarín, C. 2014. Cylindrospermopsis raciborskii (Cyanobacteria, Nostocales) productora de microcistinas en Corrientes, Argentina. Acta Toxicol. Argent, 22(3), 145-148.

Paerl, H. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cianobacteria). En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Sandgren C. (ed.). Cambridge University Press.

Paoli H., Elena H., Mosciaro J., Ledesma F., Noé Y. 2011. Caracterización de las cuencas hídricas de las provincias de Salta y Jujuy. Salta, Argentina. INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

Reynolds, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge university press.

Giannuzzi, L., Amé, M. V., Andrinolo, D., Bauzá, L., Benítez, R., Titto, E., & Rosso, L. 2011. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Argentina: Buenos Aires.

Rowan K. 1989. Photosynthetic Pigments of Algae. USA: Cambridge University Press.

Salusso, M. M., &Moraña, L. B. 2005. Características físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la alta cuenca del Rio Juramento (Salta, Argentina). Natura Neotropicalis, 1(31): 29-44.

Smienk, H. G. F., Sevilla, E., Peleato, M. L., Razquin, P., & Mata, L. 2007. Validación de un kit para la detección de microcistinas en agua. Alimentaria, 385, 104.

Sokal, R., & Rohlf, F. 1981. Biometry. Freeman. 2nd Ed. San Francisco, California. 259 p.

UNESCO. 2009. Biología, floraciones y distribución de las cianobacterias. En: Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Sylvia Bonilla. Uruguay ,1-4.

Utermöhl H. 1958. ZurVervollkomrnnungverquantitativenPhytoplankton-Methodic. Mitt. Int. Verein. Limnol., 9:138.

Vidaurre, A., Dalinger, F. S. A., Moraña, L. B., & Salusso, M. M. 2018. Cianobacterias en un embalse subtropical de la provincia de Salta (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 53(4), 543-549.

WHO. 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Geneva, Switzerland.

INTEGRACIÓN DE ÍNDICES FISICOQUÍMICOS Y BIÓTICOS, PARA LA ESTIMACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO URBANO DE LA PROVINCIA DE SAN LUIS (ARGENTINA).

Ortiz, C. G.[1]; Tello J. A.[2,]; González S. P.[2] y Jofré M. B.[1]

1: Área de Biología, Depto. de Biología. Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL. Ejército de los Andes 950, 5700, San Luis, Argentina, e-mail: cintiaortiz83@gmail.com, marianajofre@gmail.com 2: Área de Química Analítica, Depto. de Química e INQUISAL-CONICET, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, UNSL, Chacabuco 917, 5700, San Luis, Argentina, e-mail: tjesik32@gmail.com; spgonzalez66@gmail.com.

Resumen

Los ambientes acuáticos urbanos son altamente afectados por la contaminación de origen puntual o difuso. En este trabajo se propuso determinar el impacto antrópico en un río de la provincia de San Luis, a partir de la estimación de la calidad biótica y físico-química del agua. El área de estudio se centró en un río con alto impacto urbano, el río San Luis, donde se tomaron muestras de agua y de macroinvertebrados bentónicos, durante períodos de aguas bajas y altas, en los años 2016 y 2017, en cinco sitios (n = 40), en las ciudades de Juana Koslay y San Luis. Los parámetros físico-químicos registrados fueron pH, temperatura, turbidez, conductividad, sólidos totales disueltos y en suspensión, oxígeno disuelto, alcalinidad, materia orgánica y concentración de nitratos y fósforo. Se calculó un índice físico-químico simplificado de calidad de agua (ISQA). Los macroinvertebrados fueron muestreados mediante una red D, e identificados en laboratorio, se aplicó el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL) y el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP). Se estimó la riqueza, abundancia, equitatividad y diversidad de Shannon y Wiener. El Índice ISQA determinó un espectro con sitios no contaminados y sitios fuertemente contaminados. Los índices bióticos mostraron un gradiente desde ambientes contaminados, a ambientes extremadamente contaminados. Tanto la riqueza como la abundancia de macroinvertebrados disminuyeron río abajo, siguiendo un gradiente de contaminación creciente. La integración de los parámetros biológicos permitió determinar el impacto producto de la creciente urbanización en zonas cercanas a las costas del rio mostrando desde ambientes con alteración fuerte a zonas con principios de alteración.

Palabras clave: Calidad; Río; Macroinvertebrados bentónicos; Urbanización; Índices,

Abstract

Urban aquatic environments are highly affected by events of diffuse and punctual contamination. The aim of this study was to evaluate anthropic impact in e river of San Luis province, through the application of biotic and physical chemical water quality indices. The study was conducted in the San Luis River, located in an area of high urban development. Water and benthic macroinvertebrates samples were collected on periods of low and high flows, during 2016 and 2017, in five sites (n = 40), along the course of the river trough the cities of Juana Koslay and San Luis. Physical-chemical parameters registered were pH, temperature, turbidity, conductivity, total dissolved solids, dissolved oxygen, total hardness, organic matter, and concentrations of nitrates and phosphates. A simplified water quality index (ISQA) was calculated. Benthic macroinvertebrates were sampled using a D net, and identified at the laboratory; the Biotic Index for San Luis Sierras (BISLS) and Biological Monitoring Working Party index (BMWP) were applied. Taxa richness, abundance, evenness, and Shannon Wiener diversity were calculated. The values of ISQA revealed not contaminated to strongly contaminated sites. Biotic indices also shown a similar pattern, a gradient from contaminated to extremely contaminated waters. Macroinvertebrates richness and abundance decreased downstream following the increasing alteration of water. The integration of biological and physical-chemical variables enabled to visualize the impact derived from the growing urbanization.

Key words: Quality; River; Benthic Macroinvertebrates; Urbanization; Indices.

INTRODUCCIÓN

El estado ecológico de los ríos puede ser evaluado a partir de la aplicación de diferentes índices que implican la valoración tanto fisicoquímica como biológica (Roldan 2003). En particular, los ambientes acuáticos urbanos enfrentan numerosas amenazas como consecuencia del rápido proceso de urbanización, que genera contaminación de origen puntual o difuso. Estos cambios pueden incluir alteraciones en su hidrograma, concentraciones elevadas de nutrientes y contaminantes, alteración de la morfología del canal y una riqueza biótica reducida, con el predominio de especies más tolerantes, que han llevado al desarrollo del modelo conceptual denominado síndrome de río urbano (Paul y Meyer 2001, Walsh *et al.* 2005).

En este sentido la calidad de los ríos puede ser evaluada mediante la determinación de parámetros físico-químicos o mediante el análisis de sus comunidades biológicas. Los primeros brindan información de la naturaleza de los componentes químicos y sus propiedades físicas, permitiendo un análisis de tipo espacial; los segundos permiten obtener información del estado del ecosistema a lo largo del tiempo a partir del grado de alteración en la estructura y función de las comunidades que la integran (Orozco *et al.* 2005).

Los programas de monitoreo ambiental que incluyen Índices Bióticos (IB) son ideales para detectar los factores estresantes o de contaminación en un determinado lugar, ya que brindan una evaluación de los ecosistemas a gran escala, la vigilancia ambiental de rutina o la evaluación de impactos ambientales locales (Campbell 2002). Los macroinvertebrados bentónicos, por sus características, son el grupo más utilizado en biomonitoreo, debido a que la composición y estructura de sus comunidades se ven modificadas por cambios en las condiciones del hábitat, permitiendo comparaciones tanto a nivel espacial como temporal (Heino *et al.* 2003). Hay diferentes índices bióticos basados en la respuesta de los ensambles de macroinvertebrados que deben ser adaptados a las características regionales (Fernández *et al.* 2002), como es el caso del Índice Biótico para las Sierras de San Luis (IBSSL) en la provincia de San Luis (Vallania *et al.* 1996).

En la actualidad el estado ecológico de un sistema fluvial se puede caracterizar mediante criterios ecosistémicos, integrando las características físico-químicas, hidromorfológicas y los IB entre otros. El objetivo del presente trabajo fue determinar el impacto antrópico en un río de la provincia de San Luis, a partir de la estimación de la calidad biótica y físico-química del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río San Luis es un arroyo urbano de 3° orden, localizado en la Cuenca del Bebedero, cuyo nivel de base es la Salina del Bebedero donde se infiltra, luego de atravesar la localidad de Juana Koslay y la Ciudad de San Luis. Se origina por la unión de los arroyos Las Chacras y Cuchi Corral, en la zona de San Roque, y recibe aportes provenientes de las cuencas menores situadas en el flanco austral de la Sierra de los Venados y del arroyo sin nombre que colecta las aguas de su sector oriental (Ojeda 2011).

Sitios de muestreo

Se seleccionaron cinco sitios a lo largo del curso del río siguiendo un gradiente de menor a mayor perturbación observada, donde se recolectaron muestras de agua y de macroinvertebrados bentónicos durante los años 2016 y 2017, en periodos de aguas bajas (marzo) y altas (octubre) (Fig.1). Los sitios de muestreo, con un largo de 50 m, fueron los

más representativos de la diversidad de hábitat posible como: zonas con corriente suave, corriente fuerte, sustrato duro, sustrato suave, vegetación acuática emergida, tanto dentro del río como en sus orillas.

Figura 1: sitios de muestreo en el curso del Río San Luis. J (33°17´07.1" N; 66°14´24" S); T (33°18´03.9" N; 66°17´56.5" S); R (33°18´ 28.8" N; 66°19´15.3" S); P (33°20´27.5" N; 66°22´28.4" S) y O (33°20'39.7" N; 66°24'47.4"S).

Variables físico-químicas e índice de calidad

En cada sitio se registraron el pH, conductividad ($\mu S.cm^{-1}$), y temperatura del agua (°C), con un sensor portátil. Se tomaron muestras de agua en envases apropiados, a una profundidad equidistante entre el fondo y la superficie, las que fueron transportadas al laboratorio y refrigeradas a 4°C hasta su análisis. Se determinaron en laboratorio, siguiendo técnicas del Standard Methods for the Water and Wastewater (APHA, 2005), los siguientes parámetros: demanda bioquímica de oxígeno - DBO_5 ($mg.L^{-1}$ O_2), turbidez (NTU), oxígeno disuelto ($mg.L^{-1}$ O_2), y concentración ($mg.L^{-1}$) de nitrato (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3}), materia orgánica (MO) y sólidos totales disueltos (STD). A partir de algunos de estos valores se calculó el Índice Simplificado de Calidad de Aguas (ISQA) originalmente desarrollado por Queralt en la década del 80 (Colman Broggi y Bellagamba 2006), para cada sitio según la siguiente fórmula:

$$ISQA = T * (A+B+C+D)$$

Donde: **T=** 1, si T° agua≤20; **T**= 1-(T-20)*0,0125, si T° agua>20, **T=** 0,8, si T° agua≥36; **A=** 30-DQO, si DQO≤10; **A**= 21-(0,35*DQO), si 60>DQO>10; **A**= 0, si DQO>60; **B=** 25-0,15*SST), si SST≤100; **B**= 17-(0,07*SST), si 250>SST>100; **B**= 0, si SST>250; **C**= 2,5*OD, si OD<10; **C=** 25, si OD≥10; **D=** (3,6-log Cond)*15,4, si Cond≤4000; **D**= 0, si Cond>4000.

Este índice puede variar en un intervalo entre 0 y 100, considerándose 60 como valor mínimo aceptable para la calidad de agua de un río (López Fernández *et al.* 1998).

Macroinvertebrados bentónicos e índices bióticos

Se recorrieron los tramos seleccionados en cada sitio de muestreo, anotando la abundancia de cada tipo de hábitat. Todos los sustratos que cubrían al menos un 5% de la superficie del lecho fueron muestreados para obtener la máxima representación de la comunidad. Se aplicó una técnica cualitativa de muestreo con red D de tipo multihábitat (de 300 µm de apertura de malla). Se tomaron dos réplicas en cada sitio de muestreo, cada una con un tiempo fijo de recolección de 3 minutos. Las muestras se recolectaron en envases herméticos y fueron conservadas en alcohol 70%.

Para el análisis se siguió el Protocolo 2 de la metodología GUADALMED (Bonada *et al.* 2006). Se analizó el total de cada muestra separando e identificando los organismos macroinvertebrados hasta nivel de familia, u otro nivel taxonómico requerido para la aplicación de los índices bióticos, utilizando un microscopio estereoscópico (Arcano ZTX) y claves taxonómicas específicas (Fernández y Domínguez 2001). Se contabilizó el número de individuos en cada grupo taxonómico. Los datos correspondientes a cada replica fueron integrados en un sólo valor por sitio y muestreo. Se aplicó el Índice Biótico para las Sierras de San Luis (Vallania *et al.* 1996) y el BMWP (Biological Monitoring Working Party) (Armitage *et al.* 1983), adaptado por (Corigliano 2008) para ríos serranos de la provincia de Córdoba, determinándose los juicios de calidad establecidos para cada uno de ellos. Se calculó el índice de diversidad Shannon y Wiener (H), la riqueza (S), la abundancia y la equitatividad de taxa, utilizando el programa estadístico PAST 4.0.

Análisis de datos

Los datos físico químicos fueron comparados entre años de muestreos, entre periodos de aguas bajas y altas, y entre sitios mediante ANOVA, previa transformación, en caso de que fuera necesario utilizando el programa SPSS. Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) incluyendo las variables físico-químicas y biológicas, a fin de evaluar su comportamiento espacio-temporal en los diferentes sitios de estudio, utilizando el programa PAST 4.0.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas e índice de calidad

Los valores de las variables físico-químicas registradas en los cinco sitios muestreados en el río San Luis (J, T, R, P y O), durante aguas bajas (b) y aguas altas (a), de dos años se exponen en la Tabla 1. Para algunos sitios las variables físico-químicas difirieron significativamente entre los años de muestreo: turbidez en el sitio J, DBO en el sitio T, fosfato en el sitio R y pH en el sitio O (todos los p´s < 0,05). La materia orgánica en el sitio J, la DBO en el sitio R y el OD en el sitio P mostraron valores significativamente más altos en los períodos de aguas altas ($p < 0,05$).

Los valores de pH, OD e ISQA fueron significativamente menores en el sitio O que en los demás sitios estudiados ($p = 0,001$; $p < 0,001$ y $p < 0,001$ respectivamente). Así mismo, el sitio O mostró valores significativamente más elevados de MO ($p < 0,001$), NO_3^- ($p = 0,001$), PO_4^3 ($p = 0,001$) y DBO ($p = 0,001$), comparado con los otros cuatro sitios analizados.

El ISQA calificó la calidad de las aguas de los sitios del río San Luis desde **no contaminadas** a **fuertemente contaminadas** en el sitio O (Tabla 2). Por su parte, el análisis de componentes principales aplicado a los parámetros físico químicos pudo explicar el 92,45 % de la variabilidad total de los datos en una matriz de varianza-covarianza (porcentaje de varianza del eje 1: 73,18%, del eje 2: 19,27 %, a partir de matriz de covarianza, n = 20) (Fig. 2).

Tabla 1: variables físico-químicas en los sitios J, T, R, P y O, en los años muestreados (1 y 2), en aguas bajas (b) y aguas altas (a).

SITIO	pH	T (ºC)	TURB (NTU)	COND ($\mu S.cm^{-1}$)	STD (mg/L)	OD (mg/L)	MO (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	PO_4^{3} (mg/L)	DBO (mg/L)
J1b	7,91	11	13,7	478	320	10,5	2,34	0,8	0,067	1,9
J1a	7,59	17,9	19,1	423	283	7,77	3.6	1,1	0,00505	2
J2b	8,12	19	1,78	969	652	8,7	2,7	0,7	0,04	2,6
J2a	8,64	12,4	2,67	489	328	9,6	3,65	0,8	0,089	3,12
T1b	7,87	11,3	9,93	503	337	9,1	7,2	1,3	0,0175	2,6
T1a	7,54	20,4	54,1	505	338	7,68	2,4	0,5	0,0078	3
T2b	8,29	19,4	6,6	1355	910	6,8	12,8	4,8	0,15	11,5
T2a	8,22	13	11,3	752	504	7,1	7,91	1,2	0,029	7,02
R1b	8,3	12,2	11,7	540	362	8,1	1,2	1,6	0,0125	3,1
R1a	7,64	19.8	65,2	498	332	8.26	2.52	0.8	0,00826	3,5
R2b	8,28	20	2,98	1174	789	7,8	3,2	0,9	0,05	3,1
R2a	8,6	14,5	4,8	703	474	8,6	2,24	1,9	0,049	3,56
P1b	8,38	8,38	180	560	375	7,4	1,2	1,5	0,0125	3,5
P1a	7,61	22.8	78,6	511	341	8.0	2.4	0.7	0,01423	1,9
P2b	8,32	18,5	1,21	1205	808	7,2	3,1	2,9	0,05	2,8
P2a	9,25	12,1	9,1	740	497	8,3	5,12	1,5	0,019	4,96
O1b	6,49	26.4	117	600	215	5.5	85.52	11,1	4	10.56
O1a	6,47	18	98	679	460	4,4	48,4	17,7	4,82	43,2
O2b	6,89	18	24	1044	702	5,2	33,1	12,3	3,9	29,5
O2a	7,14	23	68	722	486,5	5,1	29,83	11,9	2	26,88

Tabla 2: valores del Índice Simplificado de Calidad de Agua (ISQA).

SITIO	PERIODO	VALOR ISQA	JUICIO ISQA
J1	Aguas bajas	87,64	No contaminada
J1	Aguas altas	78,23	Poco contaminada
J2	Aguas bajas	88,31	No contaminada
J2	Aguas altas	83,20	Poco contaminada
T1	Aguas bajas	80,44	Poco contaminada
T1	Aguas altas	67,44	Medianamente contaminada
T2	Aguas bajas	65,89	Medianamente contaminada
T2	Aguas altas	46,47	Contaminada
R1	Aguas bajas	82,76	Poco contaminada
R1	Aguas altas	67,24	Medianamente contaminada
R2	Aguas bajas	76,97	Poco contaminada
R2	Aguas altas	70,77	Medianamente contaminada
P1	Aguas bajas	60,42	Medianamente contaminada
P1	Aguas altas	61,93	Medianamente contaminada
P2	Aguas bajas	72,20	Medianamente contaminada
P2	Aguas altas	77,44	Poco contaminada
O1	Aguas bajas	24,5	Fuertemente contaminada
O1	Aguas altas	27	Fuertemente contaminada
O2	Aguas bajas	36,57	Muy contaminada
O2	Aguas altas	45,64	Muy contaminada

El gráfico de dispersión biplot construido a partir de los Componentes Principales 1 y 2 (Fig. 2) muestra a los sitios en tres grupos: el punto O en ambos periodos y años se relaciona con los vectores de nitrato (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3}), DBO5, conductividad y MO (materia orgánica). El resto de los sitios quedan definidos en dos grupos; en el cuadrante I se asocian los sitios J, T, R y P en el primer año de muestreo y en el cuadrante II estos sitios en el segundo año de muestreo se asocian con el vector pH y OD correspondiente al oxígeno disuelto.

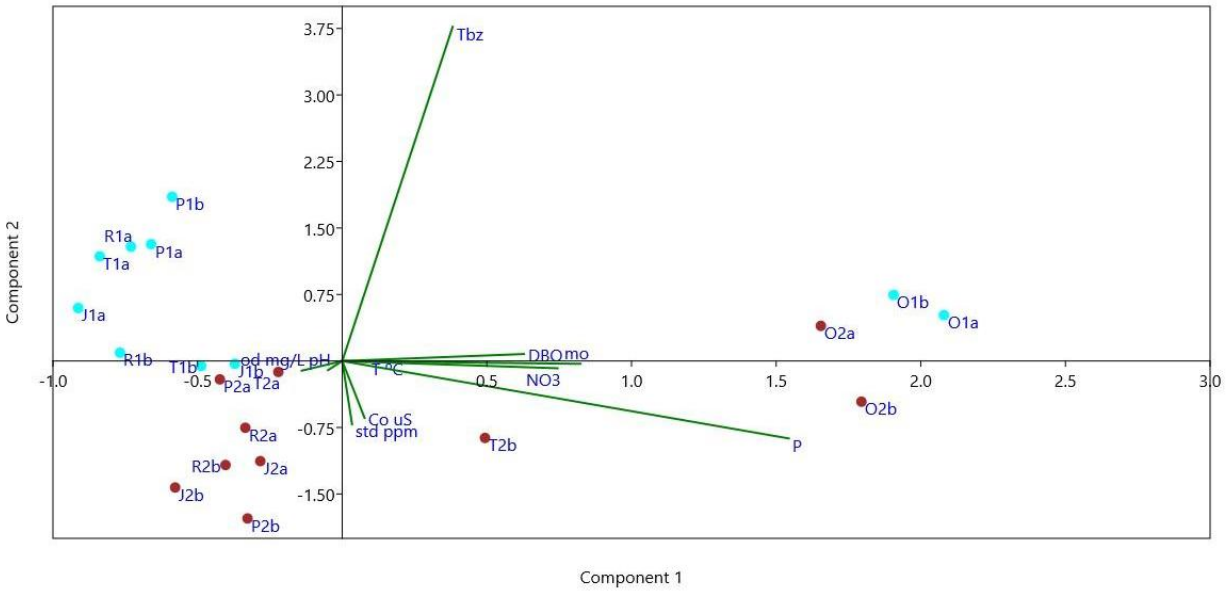


Figura 2: gráfico del análisis de componentes principales (ACP) de variables ambientales. Sitios de muestreo (J, T, R, P y O) durante los años 2016 (puntos color rojo) y 2017 (puntos color azul) en periodos de aguas bajas (a) y aguas altas (b).

Calidad biológica del agua

Para algunos sitios, algunas de las variables de macroinvertebrados bentónicos disminuyeron significativamente en el período de aguas altas: la riqueza en el sitio T y el índice de Shannon Wiener en el sitio P (todos los $p < 0,05$). No hubo diferencias significativas entre años de muestreo para estas variables dentro de cada sitio; posiblemente esto puede deberse al número reducido de réplicas incluidas.

La riqueza ($F = 6,13$ $p < 0,05$), la abundancia sitios ($F = 4,06$ $p < 0,05$), la equitatividad ($F = 13,3$ $p < 0,001$), y los valores de ambos índices, IBSSL ($F = 39,36$ $p < 0,001$) y BMWP ($F = 6,45$ $p < 0,05$), fueron significativamente diferentes entre sitios. En general el sitio O fue el que mostró las reducciones más significativas en estos valores.

La estimación del índice IBSSL mostró sitios poco contaminados (J) a sitios fuertemente contaminados (O). Por su parte, el índice BMWP adaptado determinó un gradiente de sitios contaminados (J) a fuertemente contaminados (O) (Tabla 3).

Los valores cuantitativos de riqueza más altos fueron durante el primer año con el valor más alto en el sitio R y el más bajo en el sitio O en ambos periodos. Se constataron un total de 1899 individuos en el primer año y 1811 en el Segundo año, siendo la estación J en periodo de aguas altas del primer año el que registró mayor abundancia (1094 individuos en las dos replicas) y la estación POD (aguas altas) con 2 individuos por muestra presentó la menor abundancia (Tabla 4).

Tabla 3: valores y ponderación de calidad de los índices bióticos aplicados

SITIO	PERIODO	IBMWP		IBSSL	
		Valor	Ponderación	Valor	Ponderación
J1	Aguas Bajas	48	Contaminado	8	Poco Contaminado
	Aguas Altas	55	Contaminado	8	Poco Contaminado
J2	Aguas Bajas	38	contaminado	8	Poco Contaminado
	Aguas Altas	32	Muy Contaminado	7	Contaminado
T1	Aguas Bajas	36	Contaminado	6	Contaminado
	Aguas Altas	17	Muy Contaminado	7	Contaminado
T2	Aguas Bajas	26	Muy Contaminado	8	Poco Contaminado
	Aguas Altas	33	muy contaminado	5	Muy Contaminado
R1	Aguas Bajas	57	Contaminado	9	Poco Contaminado
	Aguas Altas	23	Muy Contaminado	7	Contaminado
R2	Aguas Bajas	38	Contaminado	6	Contaminado
	Aguas Altas	15	Ext contaminado	8	Poco Contaminado
P1	Aguas Bajas	26	Muy Contaminado	6	Contaminado
	Aguas Altas	11	Extre. contaminado	6	Contaminado
P2	Aguas Bajas	26	Muy contaminado	6	Contaminado
	Aguas Altas	25	Muy contaminado	5	Muy contaminado
O1	Aguas Bajas	4	Extre. contaminado	1	Fuertemente contaminado
	Aguas Altas	4	Extre. contaminado	1	Fuertemente contaminado
O2	Aguas Bajas	9	Extre. contaminado	1	Fuertemente contaminado
	Aguas Altas	9	Extre. contaminado	1	Fuertemente contaminado

Tabla 4: valores de las variables biológicas en los sitios de muestreo J, T, R, P y O en los periodos y años (1 y 2) de estudio.

Sitios	Periodo	Riqueza	Abundancia (N° individuos)	Índice de Shannon Wiener	Equitatividad
J1	Aguas Bajas	10	1094	1,47	0,64
	Aguas Altas	12	53	1,91	0,77
J2	Aguas Bajas	7	738	1,47	0,75
	Aguas Altas	7	410	0,89	0,45
T1	Aguas Bajas	8	35	1,42	0,68
	Aguas Altas	3	14	0,99	0,90
T2	Aguas Bajas	7	104	1,18	0,60
	Aguas Altas	4	72	0.93	0,67
R1	Aguas Bajas	12	510	1,4	0,53
	Aguas Altas	4	11	1,16	0,83
R2	Aguas Bajas	5	125	0,6	0,37
	Aguas Altas	7	98	1,3	0,62
P1	Aguas Bajas	5	156	0,82	0,51
	Aguas Altas	2	15	0,69	0,99
P2	Aguas Bajas	5	163	0,78	0,48
	Aguas Altas	4	92	0,67	0,62
O1	Aguas Bajas	1	4	0	0
	Aguas Altas	1	6	0	0
O2	Aguas Bajas	2	1	0	0
	Aguas Altas	2	8	0	0

ANÁLISIS

Se evaluaron cinco sitios del río a lo largo de un gradiente de alteración observable, mediante indicadores físico-químicos y biológicos. Los valores del ISQA determinaron un claro gradiente de degradación desde el sitio J al sitio O, evidenciando el impacto de los asentamientos urbanos en las márgenes del río (Fig. 3). El cambio de ponderación en el sitio O puede ser explicado por un leve aumento en OD y disminución en materia orgánica, en el segundo año. La disminución de la calidad en aguas altas, podría estar relacionado con un aumento en el arrastre de sustancias hacia el cauce del río.

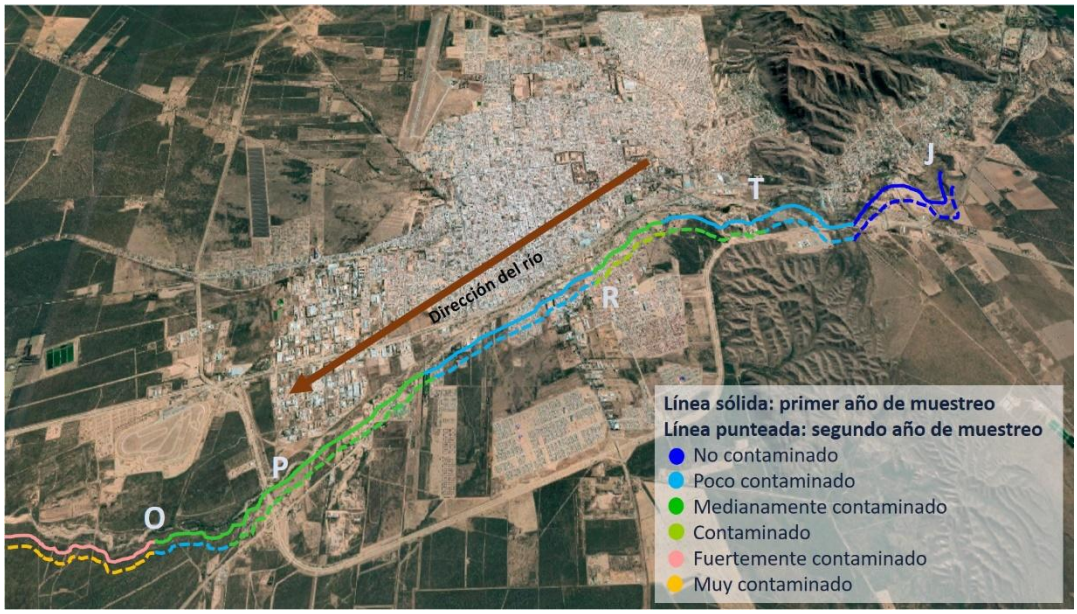


Figura 3: valoración de la calidad del agua estimada por el **ISQA** en los sitios muestreados durante dos años en periodos de aguas bajas y altas en el Río San Luis.

El análisis estadístico mostro diferencias significativas de varios parámetros físico-químicos y del ISQA entre sitios. El sitio O fue el que mostró las reducciones más significativas en el pH, oxígeno disuelto e ISQA, e incrementos muy importantes en la materia orgánica, nitratos, fosfatos y DBO; todos cambios que evidencian el deterioro generalizado de su calidad de agua. Los valores de OD determinados en el sitio O se encuentran en el límite de valor guía en agua para consumo, actividades recreativas, irrigación y protección de la vida acuática, cabe destacar que los valores de referencia para OD en aguas superficiales no contaminadas varían entre 7 y 14 $mg.L^{-1}$, y disminuyen en ambientes con una alta carga de materia orgánica, resultando, en casos extremos, en anoxia (ausencia de oxígeno) (Arocena y Conde 1999). Esta relación se ve reflejada en los altos valores de DQO obtenidos en el punto O, que son muy superiores al resto de los sitios en estudio, generando una disminución del OD vinculado con la descarga de aguas residuales provenientes de las piletas de oxidación municipales. Oliva González (2014), en un estudio realizado el río Potrero de los Funes (afluente del río San Luis), mostró un deterioro de su calidad, con elevados valores de DQO y DBO y bajos valores de OD, producto del incremento en la urbanización en la zona. El oxígeno disuelto es un elemento básico para la supervivencia y uno de los parámetros que indica el grado de contaminación de un río o cuerpo de agua (Pozo y Elosegi 2009).

Si bien el ANOVA no evidenció diferencias significativas para las mayoría de las variables físico-químicas entre períodos de aguas altas y de aguas bajas, el ACP permitió definir un gradiente temporal formado por tres grupos según el periodo de muestreo, en el cuadrante I los sitio J, T, R y P durante el primer año; en el cuadrante II estos mismos sitios durante el segundo año de muestreo, asociado con los vectores pH y OD; y los sitios O alejados del resto, en los cuadrantes III y IV, asociados con los vectores de parámetros

físico-químicos relacionado a procesos de contaminación orgánica (MO, DBO) y elevada concentración de nutrientes de nitrato (NO_3^-), fosfatos (PO_4^3).

Si bien los métodos físico-químicos han sido ampliamente usados y tienen una tradición más extensa que los índices biológicos (Corigliano 2008), tienen la desventaja de una poca integración espacio temporal de los procesos contaminantes, por lo que es necesario complementarlos con otros índices para obtener una visión real de la situación (Villanueva *et al.* 2014). En general, las comunidades naturales se caracterizan por ser diversas y heterogéneas, características que pueden ser alteradas, en función del grado de perturbación al que estén sometidas, pudiendo llegar, en casos extremos, a situaciones de comunidades de pocas especies representadas por muchos individuos (Roldán Pérez 1999).

La ponderación de los dos índices bióticos aplicados mostró un deterioro del río aguas abajo, siendo el sitio J el más conservado y el sitio O el más afectado (Fig. 4). Miserendino *et al*. (2012), también corroboran los resultados encontrados, donde refiere que el descenso de la densidad de macroinvertebrados está relacionado con la disminución de la calidad de agua y de los alimentos, con la interferencia de los mecanismos de respiración y otras características fisiológicas y morfológicas. El cálculo de los descriptores de la comunidad de macroinvertebrados para cada sitio y fecha de muestreo determinaron que el sitio R1 es el que presenta mayor riqueza de especies, mientras que el sitio J1 la mayor abundancia con 1094 individuos. Los cambios en la composición del zoobentos pueden ser atribuidos a cambios en la disponibilidad de oxígeno o alteraciones en el sustrato (Mazón 1991). Así mismo, dichos valores mostraron una marcada diferencia entre ambos periodos. El patrón espacial que sigue el número de taxa de macroinvertebrados bentónicos es semejante a los observados por Custodio Villanueva y Chaname Zapata (2016) concluyendo que dichos cambios son altamente dependientes de la calidad del agua, ya que presenta una alta correlación entre la riqueza taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y la calidad de agua.

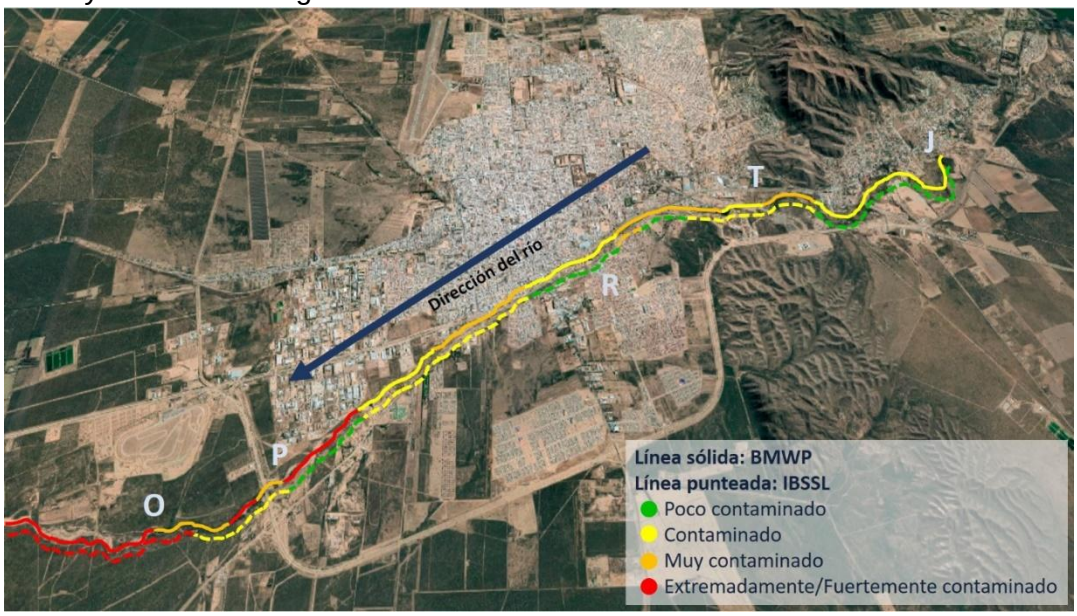


Figura 4: resumen de valoración de los índices bióticos **IBMWP y IBSSL** en los sitios muestreados durante dos años en periodos de aguas bajas y altas en el Río San Luis.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener relaciona los valores de riqueza y de equitatividad mediante un único valor que permite determinar cambios en patrones de riqueza y abundancia, a fin de evaluar los impactos de diferentes tipos de perturbaciones (Vallania *et al.* 1996). Los datos obtenidos fueron cotejados con tablas de referencias (Segnini 2003), mediante las que se puede determinar que en ambos periodos las condiciones de calidad del agua son moderada a severamente contaminadas.

CONCLUSIONES

Los sitios evaluados en el presente estudio se encuentran en zonas con diferente grado de perturbación, generando un gradiente de menor a mayor alteración con un consecuente cambio en la estructura y funcionamiento del ecosistema fluvial. Cabe destacar que históricamente la cuidad de San Luis se fundó en inmediaciones del río Chorrillos (hoy denominado río San Luis) en el año 1579, ya que ofrecía las condiciones adecuadas para cumplir con las necesidades fundamentales de los pobladores. En la actualidad el río cruza las ciudades se San Luis y Juana Koslay y se ha convertido en un río regulado mediante la construcción del dique Chico y el dique Cruz de Piedra. Esta visión histórica nos muestra que el deterioro del río es un hecho que data desde los orígenes de la ciudad, por tal motivo es necesario un plan de acción inmediato que permita la conservación de su patrimonio natural y cultural. El presente estudio constituye una primera aproximación en la evaluación del estado ecológico del río San Luis. Las métricas aplicadas muestran diferentes ponderaciones en la calidad fisicoquímica y biológica del sistema lo que reafirma, tal como lo expone, la necesidad de la aplicación de un conjunto de métricas que integren la información parcial y permitan conocer con mayor precisión el estado ecológico de los sistemas fluviales.

REFERENCIAS

APHA, American Public Health Association. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition, Washington DC.

Arocena, R; Conde, D. 1999. Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay. Sección Limnología. Instituto de Biología. DI.R.A.C. Facultad de Ciencias Montevideo.

Bonada, N; Prat, N; Resh, V; Statznet, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annual Review of Entomology, 51: 495-523.

Campbell, I. 2004. Biological monitoring and assessment using invertebrates. En Environmental Monitoring Handbook, Editores F. Burden, I. McKelvie, U. Forstner, A. Guenther. Capitulo 5, pp. 5.1-5.16. The McGraw-Hill, USA.

Colman Broggi, G; Bellagamba, J. 2006. Calidad de agua de cursos en el Uruguay y análisis de normativa vigente. XXX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta del Este, Uruguay.

Corigliano, M. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. Revista Universidad Nacional de Río Cuarto 28(1-2) pp 33-54.

Custodio Villanueva, M; Chanamé Zapata, F. 2016. Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. Scientia Agropecuaria 7 (1): 33 – 44.

Fernández, H; Dominguez, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán - Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo.

Fernández, H; Romero, F; Vece, M; Manzo, V; Nieto, C; Orce, M. 2002. Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). Limnética 21(1-2): 1-13.

Heino, J; Muotka, T; Mykra, H; Paavola, R; Hamalainen, H; Koskenniemi, E. 2003. Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. Ecological Applications, 13: 842-852.

López Fernández, G; Gónzalez Huecas, C; López Lafuente, A. 1998. La calidad de las aguas de un río de la Cuenca del Duero: el Aguisejo. Ingeniería del Agua 5(3) pp 33-40.

Meyer, J; Paul, M; Taulbee, W. 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. Journal of the North American Benthological Society 24: 602–612.

Miserendino, M; Archangelsky, M; Brand, C; Epele, L. 2012. Environmental changes and macroinvertebrate responses in Patagonia streams (Argentina) to ashfall from the Chaitén Volcano (May 2008). Sci Total Environ. 424: 202-212.

Ojeda, G; Lacreu, H; Sosa, G; Gomez, H; Dueña, D. 2011. Atlas de Recursos Geoambientales. Municipio de Juana Koslay. Proyecto FORGEO. Universidad Nacional de San Luis. Disponible en: http://lae.unsl.edu.ar/Ediciones/Libro_Recursos_Geoambientales.htm. Revisada 1/10/15.

Oliva González, S. 2014. Autodepuracion de arroyos serranos: desarrollo de metodologías para el monitoreo de calidad de agua. UNSL.FQByF. Tesis Doctoral.

Orozco, B; Pérez, A; Gonzalez, D; Rodriguez, Valfayate, B. 2005. Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Madrid. España. Thomson. pp 97-100.

Paul, M; Meyer, E. 2001. Streams in Urban Landscape. Annual Review of Ecology and Systematics, 32: 333-365.

Pozo, J; Elosegi, A. 2009. El marco físico: la cuenca. En Conceptos y Técnicas de Ecología Fluvial, Editores A. Elosegui y S. Sabater. Capítulo 3 pp 39-49. Fundación BBVA, Bilbao, España.

Roldán Pérez, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP-Col. Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia.

Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de las condiciones ecológicas de los cuerpos de agua corriente. Ecotropicos 16(2): 45-63.

Segovia, M. 2010. El desarrollo urbanístico y espacial de San Luis /cuyo-Argentina en la segunda mitad del siglo XX: hacia un modelo de diferenciación socio-espacial y funcional de una ciudad mediana. Universidad de Barcelona. Tesis Doctoral.

Vallanía, E; Galeris, P; Trípole, S; Gil, M. 1996. Un índice biótico para las sierras de San Luis (Argentina). Revista Universidad Nacional de Río Cuarto 16(2):129-136.

Villanueva, C; Kogevinas, M; Cordier, S; Templeton, M; Vermuelen, R. 2014. Assessing exposure and health consequences of chemicals in drinking water: Current state of knowledge and research needs. Environmental Health Perspectives, 122 (3), 213-221.

Walsh, C; Roy, A; Feminella, J; Cottingham, P; Groffman, P; Morgan, R. 2005b. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the North American Benthological Society, 24: 706–723.

EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DE CLOROFILA-A UTILIZANDO TÉCNICAS GEOESTADÍSTICAS

Ledesma M. M.[a,b,*] ; Bucheli Rosero L. A[c]; Ledesma C. R.[b]; Bonansea M.[b,d]; Rodriguez C.[a,b]; Pinotti L.[d,e]

a- Instituto de Ciencias Veterinarias del Centro del País (INCIVET). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC-CONICET). Ruta Nacional 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina. E-mail: mledesma@ayv.unrc.edu.ar. Tel: +54 358 46 76154
b- Departamento de Estudios Básico y Agropecuarios, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAV), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Argentina.
c- Programa de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Mariana, San Juan de Pasto, Colombia. E-mail: luibucheli@umariana.edu.co
d -Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Sustentabilidad Ambiental (ICBIA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC-CONICET), Argentina.
e- Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC, Argentina.

RESUMEN

Fuentes puntuales y no puntuales de contaminación influyen directamente en la calidad del agua de los reservorios del planeta. Niveles altos de concentración de clorofila-a son indicadores de eutrofización. El objetivo de este trabajo fue comparar la distribución espacial de la concentración de clorofila-a (cl-a) mediante la técnica de Kriging en dos reservorios, uno en la provincia de Córdoba, Argentina y otro en el departamento de Nariño, Colombia. Las muestras, en ambos recursos, fueron tomadas en el año 2018 en la estación de lluvias. Mediante el uso de técnicas geoestadísticas, como Kriging, se pudo determinar la distribución espacial de cl-a en ambos ambos reservorios. Se pudo determinar que el embalse Río Tercero presentó una mayor concentración de cl-a que el lago Guamués, por la mayor cantidad de fuentes antrópicas que lo afectan. Se concluye que el krigeaje puede ser una técnica aplicada a diferentes reservorios para evaluar su calidad.

Palabras claves: Calidad del Agua; Reservorios; Eutroficación; Kriging; Distribución Espacial.

ABSTRACT

Point and non-point sources of pollution directly influence the quality of the water in the planet's reservoirs. High levels of chlorophyll-a concentration are indicators of eutrophication. The objective of this work was to compare the spatial distribution of the concentration of chlorophyll-a (cl-a) using the Kriging technique in two reservoirs, one in the province of Córdoba, Argentina and another in the department of Nariño, Colombia. The samples, in both resources, were taken in 2018 in the rainy season. By using geostatistical techniques, such as Kriging, the spatial distribution of cl-a in both reservoirs could be determined. It could be determined that the Río Tercero reservoir presented a higher concentration of cl-a than Lake Guamué, due to the greater number of anthropic sources

that affect it. It is concluded that the krigeaje can be a technique applied to different reservoirs to evaluate their quality.

Keywords: Water Quality; Reservoirs; Eutrophication; Kriging; Spatial Distribution.

INTRODUCCIÓN

Las cuencas hidrográficas son espacios geográficos donde se solapa la acción combinada de los procesos naturales actuantes con las actividades de los diversos grupos sociales que la ocupan y el impacto que éstos generan (Dasso et al. 2014). Resulta apropiado entonces, efectuar el manejo desde la perspectiva de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, definida como el proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (Global Water Partnership, 2000).

A consecuencia del rápido incremento de la población y la intensificación del uso de la tierra por parte del hombre dado en las últimas décadas, el ecosistema global ha experimentado niveles sustanciales de presión humana y se ha alterado drásticamente, lo que ha resultado en la degradación de varios servicios de los ecosistemas y el aumento de varios riesgos ecológicos (Wang et al. 2020).

Las actividades terrestres adyacentes a los cuerpos de agua afectan directamente su calidad, a través de fuentes puntuales (efluentes de aguas residuales, escorrentía de depósitos de desechos, desagües de aguas pluviales) y no puntuales de contaminación (escorrentía agrícola, deforestación y cambios en el uso de la tierra) (Ledesma et al. 2018), lo que conduce a procesos de polución, contaminación y eutrofización. La eutroficación es el resultado del aumento de la producción primaria del sistema, provocada por el arrastre de nutrientes como nitrógeno y fósforo (Rodríguez et al. 2007).

Por la importancia de estos recursos, es de relevancia el estudio de la distribución espacial y temporal de las variables indicadoras de la calidad del agua para desarrollar planes de gestión adecuados (Ledesma et al. 2018). Muchos estudios han reportado mapeos y monitoreos de la calidad del agua usando sistemas de información geográfica (SIG) combinados con herramientas estadísticas (Ruhaak et al. 2014; Boufekane & Saighi, 2019; Yu et al. 2020).

La geoestadística puede considerarse como una colección de técnicas numéricas que se ocupan de la caracterización de atributos espaciales, empleando principalmente modelos aleatorios de manera similar a la forma en que el análisis de series de tiempo caracteriza los datos temporales (Olea, 1999). Generalmente, la geoestadística se utiliza como una herramienta de gestión y decisión. Es una técnica para estimar valores de los parámetros medidos, en lugares no muestreados, que varían en el espacio a partir de datos de muestra más o menos escasos (Olea, 1999). Kriging Ordinario, Co-Kriging y la Distancia Inversa Ponderada son los métodos más utilizados en donde se aplican estadísticas espaciales (Tizro et al. 2014).

El objetivo de este trabajo fue comparar la distribución espacial de la concentración de clorofila-a (cl-a) mediante la técnica de Kriging en dos reservorios, uno en la provincia de Córdoba, Argentina y otro en el departamento de Nariño, Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse Río Tercero se encuentra localizado en la provincia de Córdoba (Argentina), coordenadas 32°12'49.64 S y 64°28'21.75'' O. Tiene un área de 46 km^2, un volumen de 10 hm^3 y una profundidad máxima y media de 46.5 y 12.2 m, respectivamente (Mariazzi et al. 1992). El reservorio es uno de los más importantes en la región central de Argentina, ya que juega un importante papel ecológico y socioeconómico en el desarrollo de ciudades y localidades cercanas. En este sentido, el embalse tiene múltiples fines, como el suministro de agua para 20000 habitantes aproximadamente, generación de energía, control de inundaciones, riego, turismo y recreación (Mariazzi et al. 1992).

Por otro lado, el lago Guamués o laguna "La Cocha", coordenadas 1°06'42.53'' N y 77°08'29.15'' O, es un lago tropical de alta montaña, que se encuentra ubicado en el corregimiento El Encano del Municipio de Pasto, departamento de Nariño, al sur occidente de Colombia, que limita con la República de Ecuador. Este reservorio hace parte del alto-andino y cuenta con mayor humedal de los Andes Colombianos, posee una superficie de 41.5 km^2, una profundidad máxima de 62 m y un volumen de 30 hm^3. Forma parte fundamental del ciclo hidrológico de la cuenca del Río Guamués y del río Amazonas, es un área de gran diversidad biológica endémica restringida y especializada, algunas de sus usos son almacenamiento y control del flujo de agua, retención de sedimentos y tóxicos, hábitat para vida silvestre, soporte de cadenas alimenticias,y recreación pasiva y activa, entre otras (Corponariño, 2011).

Datos de campo

Para el presente trabajo, se consideraron en ambos sistemas la concentración de cl-a del año 2018 de la estación de lluvias. La clorofila-a es un pigmento indicador de eutrofizacion, que se encuentra en las algas presentes en los recursos hídricos superficiales.

En el embalse Río Tercero, el muestreo se realizó en Octubre, en 34 sitios en la zona eufótica, siguiendo las normas APHA (2000). Luego en laboratorio se midió concentración de clorofila mediante espectrofotometría. En el lago Guamués la toma de muestras se realizó en agosto, en 9 sitios y en laboratorio se determinó cl-a, también por espectrofometria (APHA, 2000).

Interpolación

Kriging es un método de interpolación espacial, utilizado desde la década de 1960, que permite la estimación de valores desconocidos a partir de valores conocidos, asociando a toda variable regionalizada una función llamada variograma o semivariograma. Introduce el concepto de variables regionalizadas, como variables que no pueden ser asimiladas como variables aleatorias comunes, cuyo estudio es el objetivo de la estadística habitual, debido a que poseen características ligadas a la estructura espacial del fenómeno natural que representan (Olea, 1999).

Los procedimientos involucrados en kriging incorporan medidas de error e incertidumbre al determinar estimaciones. “El enfoque se basa en el uso de un campo aleatorio, y una serie de supuestos como la estacionariedad y la ergodicidad espacial, para reducir la información necesaria a un llamado variograma que puede estimarse a partir de las mediciones disponibles” (Loquin y Dubois, 2010). Con base en el semivariograma, se asignan pesos óptimos a valores conocidos para calcular los desconocidos. El variograma cambia con la distancia y los pesos dependen de la distribución de las variables regionalizadas.

“La interpolación de Kriging mediante variogramas proporciona una estimación de interpolación óptima a partir de los valores observados y sus relaciones espaciales” (Olea, 1999). “Kriging usa puntos cercanos ponderados por la distancia desde la ubicación de interpolación y el grado de autocorrelación o estructura espacial para esas distancias, y calcula los pesos óptimos en cada distancia de muestreo” (Isaaks y Srivastava, 1990).

La ecuación general de Kriging es (1):

$$Z(S) = \mu + \varepsilon'(s) \quad (1)$$

donde, Z(s) es la variable de interés, descompuesta en una tendencia determinística $\mu(s)$y errores aleatorios autocorrelacionados $\varepsilon'(s)$. El símbolo simplemente indica la ubicación (conteniendo las coordenadas en *x* e *y*) (Singh & Verma, 2019).

Mediante este método se pueden producir mapas de valores predichos, mapas de errores estándar asociados con los valores predichos, mapas de probabilidad indicando si se superó o no un nivel crítico predefinido y mapas de cuantiles para un nivel de probabilidad predeterminado (Singh & Verma, 2019).

Esta metodología se llevó a cabo con los software R (ver. 3.6.3) y QGIS (ver. 3.4).

RESULTADOS Y ANÁLISIS

Los ambientes bajo estudio presentaron medias de cl-a muy diferentes. Se pudo determinar que el embalse Río Tercero presentó una cl-a mucho más alta que el lago Guamués. La media para el reservorio argentino fue de 8.34 µg y para el colombiano fue de 0.36 µg.

Esto puede deberse a que, si bien las características geográficas y ambientales son diferentes, el lago Guamués es un área protegida, por lo tanto no tiene demasiada actividad antrópica que perturbe dicho reservorio. Sin embargo, es de importancia el seguimiento de la calidad del agua debido al crecimiento demográfico y las actividades antrópicas pueden llegar a producir impactos indeseables en el ecosistema.

Por otro lado, la calidad del agua del embalse Río Tercero ha desmejorado reduciendo su valor sistémico. Este reservorio tiene el aporte de diferentes fuentes puntuales de contaminación (efluentes de aguas residuales, escorrentía de depósitos de desechos, desagües de aguas pluviales) y no puntuales de contaminación (escorrentía agrícola, deforestación y cambios en el uso de la tierra) (Bonansea et al. 2016), por lo que es de importancia conocer y estudiar tanto la distribución espacial y temporal de las variables de calidad de agua.

En la Figura 1 se detalla la distribución espacial de cl-a para octubre de 2018 en el embalse Río Tercero. Al sur del mismo se observan valores altos de cl-a, pudiendo deberse al arrastre de sedimentos provenientes de la entrada de los ríos Quillinzo y La Cruz (Ledesma et al. 2019). En el centro, se observa una situación similar. En su costa se ubica la localidad Villa Rumipal, zona altamente poblada que aporta nutrientes para el aumento de la concentración de dicha variable (Germán et al. 2017).

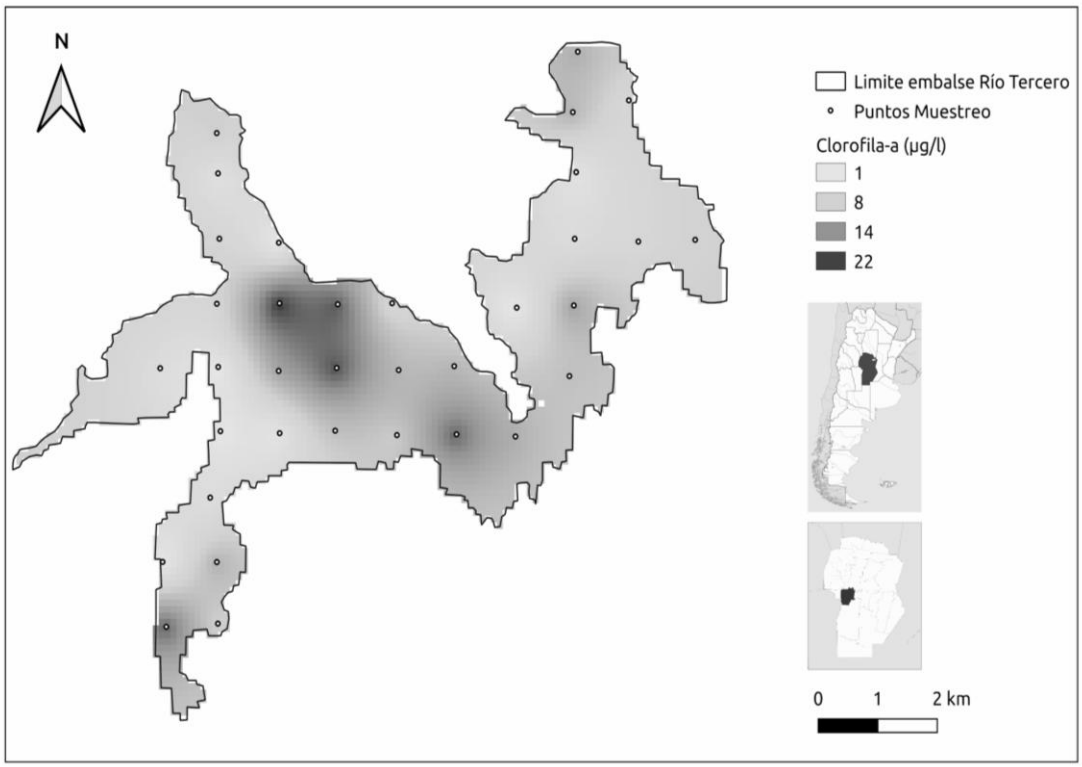


Figura 1: Distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero, Córdoba.

En la Figura 2 se expresa la distribución de la cl-a para octubre de 2018 en el lago Guamués. En este reservorio, la concentración de la variable se distribuye de forma uniforme. Sin embargo, se observan algunos valores altos en la zona sur y zona noreste, debido a que en el perilago es donde existe mayor impacto antrópico y poblaciones que aportan aguas residuales domésticas y residuos sólidos, lo que produce eutrofización, fenómeno que aumenta por la concentración de nutrientes en el cuerpo de agua (López et al. 2014).

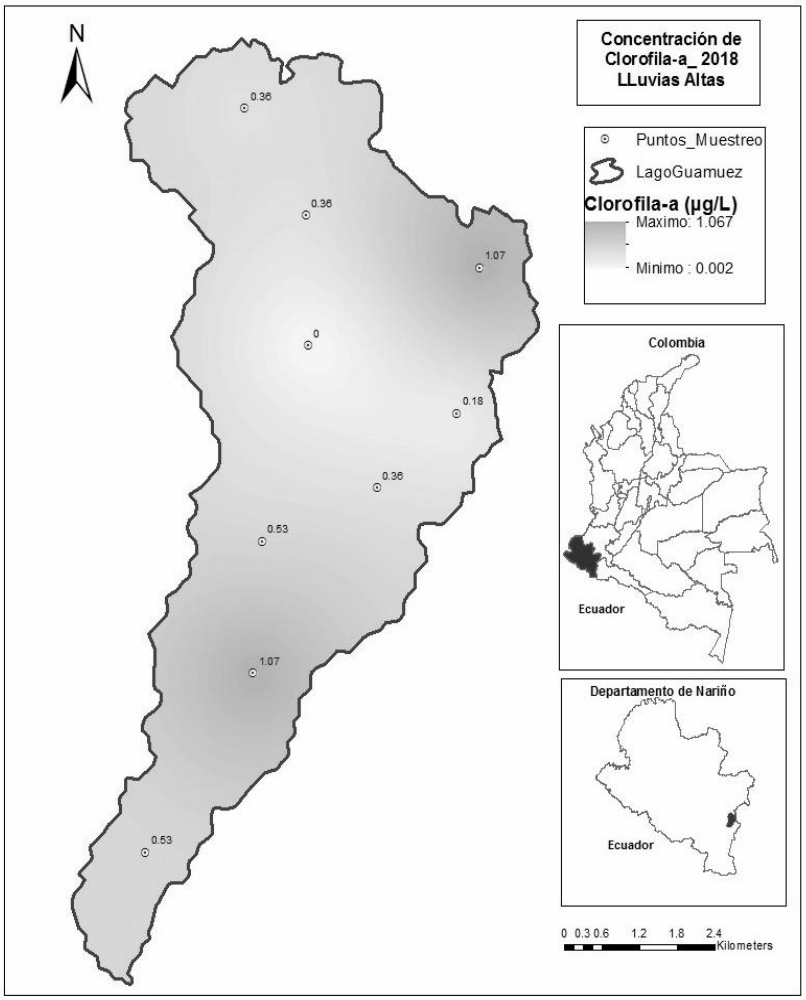


Figura 2: Distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el lago Guamués, Colombia.

Si bien los ambientes difieren en sus características, cabe resaltar la importancia del monitoreo constante para estudiar tanto la variabilidad espacial como temporal. De esta forma se pueden aplicar las políticas públicas necesarias para la gestión y preservación de estos recursos.

CONCLUSIONES

La variabilidad en la calidad del agua es uno de los principales problemas que afectan a los recursos hídricos. En este estudio, que constituye una línea de base para futuras investigaciones, se analizó únicamente un indicador de la calidad del agua. Los mapas de distribución espacial generados permitieron determinar las condiciones de calidad del agua en toda la superficie de ambos ambientes, demostrando el uso potencial de la integración de datos experimentales y la aplicación de sistemas de información geográfica con estadística espacial. Los métodos de interpolación como Kriging, pueden ser extrapolados a diferentes recursos hídricos para obtener mapas de distribución espacial de variables para analizar la calidad de agua.

REFERENCIAS

American Public Health Association (APHA). (2000). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA/AWWA/WEF, Washington, DC, USA.

Bonansea, M., C. Ledesma, C. Rodríguez. (2016). Assessing the impact of land use and land cover on water quality in the watershed of a reservoir. Applied Ecology and Environmental Research 14(2): 447-456.

Boufekane, A. & Saighi, O. (2019). Assessing groundwater quality for irrigation using geostatistical method–Case of wadi Nil Plain (North-East Algeria). Groundwater for Sustainable Development, 8, 179-186.

Corponariño. (2011). Plan de manejo Humedal Ramsar la Cocha. (P 114-118).

Dasso, C., Piovano, E., Pasquini A., Córdoba F., Lecomte K.; Guerra L. & Campodónico V. (2014). Recursos hídricos superficiales. En Relatorio del XIX Congreso Geológico de Córdoba (Vol. 2, pp. 1209-1231).

Germán, A., C. Tauro, M. Scavuzzo, A. Ferral. (2017). Detection of algal blooms in a eutrophic reservoir based on chlorophyll-a time series data from MODIS. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), pp. 4008-4011

Gunkel, G. (2003). Limnología de un lago tropical de alta montaña, en Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. En: Revista de Biología Tropical, 51(2), pp. 381-392.

Global Water Partnership. (2000). Towards water security: A framework for action. GWP Secretariat.

Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. (1990). An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, USA.

Ledesma, M. M., Bonancea, M., Ledesma, C. R., Rodríguez, M. C. & Pinotti, L. (2018). Water quality assessment of the Cassaffousth Reservoir using multivariate statistical techniques. Ab Intus, 1(2), 27-38.

Ledesma, M. M., Bonansea, M., Ledesma, C. R., Rodríguez, C., Carreño, J., & Pinotti, L. (2019). Estimation of chlorophyll-a concentration using Landsat 8 in the Cassaffousth reservoir. *Water Supply*, *19*(7), 2021-2027.

López M. Martínez, S. M. Madroñero Palacios. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. Ciencia e Ingeniería Neogranadina, 25 (2), pp. 21-42, DOI: http://dx.doi.org/10.18359/rcin.1430

Loquin, K., & Dubois, D. (2010, September). Kriging with ill-known variogram and data. In International Conference on Scalable Uncertainty Management (pp. 219-235). Springer, Berlin, Heidelberg.

Olea, R. A. (1999). Geostatistical for Engineers and Earth Scientists. Kluwer Academic Publishers, United States.

Rühaak, W., Bär, K., & Sass, I. (2014). Combining numerical modeling with geostatistical interpolation for an improved reservoir exploration. Energy Procedia, 59, 315-322.

Rodríguez, C., Bonansea M., Bonatto F., Reynoso V., Prosperi C., Mancini M. & C. Ledesma. (2007). Remote Sensing- GIS to Predict on the Risk of Eutrophication in Aquatic Systems. Space Technologybased tele-health project initiatives in Latin America and the Caribbean. Un. Nations Programme on Space Applications, 28-30.

Singh, P. & Verma P. (2019). Chapter 5: A comparative study of spatial interpolation technique (IDW and Kriging) for determining groundwater quality. GIS and Geostatistical Techniques for Groundwater Quality. Pages 43-56.

Tizro, A. T., Voudouris, K., & Vahedi, S. (2014). Spatial variation of groundwater quality parameters: a case study from a semiarid region of Iran. Int bull water Resour & Dev, 1, 3.

Wang, B., Ding, M., Li, S., Liu, L. & Ai, J. (2020). Assessment of landscape ecological risk for a cross-border basin: A case study of the Koshi River Basin, central Himalayas. Ecological Indicators, 117, 106621.

Yu, Z., Yang, K., Luo, Y., & Shang, C. (2020). Spatial-temporal process simulation and prediction of chlorophyll-a concentration in Dianchi Lake based on wavelet analysis and long-short term memory network. Journal of Hydrology, 582, 124488.

FACTORES DESAPERCIBIDOS QUE PUEDEN INFLUIR SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE SAN ROQUE

Mera M. F. [1]**; Ravera M. J.** [1]**; Córpora R.** [1]**; Crema N.** [1]**; Salvano S.** [1]**; Cuello P.** [1]**; Inga C. M.**[1]

[1] CEPROCOR, Ministerio de Ciencia y Tecnología - Gobierno de Córdoba, Santa María de Punilla (5164), Córdoba, Argentina.
mariafernanda.mera@gmail.com

RESUMEN

La cuenca del embalse San Roque es afectada por la actividad humana. La creciente urbanización y los incendios forestales promueven la desaparición del bosque nativo, la erosión hídrica y el arrastre de sedimentos hacia el embalse. También existen otros factores que pueden influir en la calidad del agua y pasan desapercibidos, por ejemplo, el crecimiento invasivo de malezas en la zona del perilago, las cuales en épocas de crecida de los ríos y por el aumento de nivel del embalse, quedan sumergidas aportando compuestos que pueden impactar negativamente sobre el embalse. Por ello, se plantearon los siguientes objetivos: 1) identificar las principales especies vegetales consideradas malezas presentes en la zona del perilago, 2) determinar la composición elemental de las plantas en estudio y 3) evaluar la influencia de los elementos químicos y otros compuestos presentes en las plantas sobre la calidad del agua del embalse y realizar una propuesta de intervención. Para el análisis elemental de las matrices vegetales se empleó espectrometría de plasma de acoplamiento inductivo con detección por espectrometría de masas. La determinación de P y compuestos de N se realizó en autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire. Los resultados obtenidos demuestran que la biomasa vegetal contiene macronutrientes y micronutrientes que la planta extrae del suelo y que, al quedar en zona de inundación, aportan N, P, K y otros elementos que afectan la calidad del agua favoreciendo la eutrofización del embalse y la disminución del oxígeno disuelto. A su vez, se observó que las plantas extraen contaminantes del suelo y lo acumulan en la biomasa (As en Mostacilla y Hg, Pb y Cd en Cicuta) y a su vez, contienen otros compuestos tóxicos (alcaloides en Cicuta) que, al quedar sumergidos, vuelven al agua y al sedimento. Se desea destacar la importancia de realizar una intervención con relación al crecimiento descontrolado de estas malezas en la zona del perilago, para evitar no sólo la posible afectación de la calidad del agua del embalse cuando estas especies vegetales quedan sumergidas, sino también la aparición de otros impactos negativos que puedan presentarse en el ambiente.

Palabras clave: Embalse; Malezas; Análisis elemental, Calidad de agua.

ABSTRACT

San Roque lake is affected by human activity. Increasing urbanization and forest fires promote the disappearance of the native forest, water erosion and the dragging of sediments towards the reservoir. There are also other factors that can influence the quality of water and go unnoticed for example the invasive growth of weeds present around the lake, in times of flooding of the rivers and due to the increase in the level of the lake, remain submerged and provide compounds that negatively affect the quality of the water. For this reason, the following objectives were proposed: 1) to identify the main plant species considered weeds present around the lake; 2) determine the elemental composition of the plants under study 3) evaluate the influence of the chemical elements and other compounds present in the plants on the water quality of the lake and make an intervention proposal. Inductively coupled plasma spectrometry with detection by mass spectrometry was used for elemental analysis of plant matrices. The determination of P and N compounds was carried out in an air-segmented continuous flow autoanalyzer. The results showed that the plant biomass contains macronutrients and micronutrients that the plant extracts from the soil and, when remaining in the flood zone, they

provide N, P, K and other elements that affect the quality of the water, promoting the eutrophication of the lake and the decrease in dissolved oxygen. Also, it was observed that plants extract pollutants from the soil and accumulate them in biomass (As in Mostacilla and Hg, Pb and Cd in Hemlock), and that they contain other toxic compounds (Hemlock alkaloids), and when they are submerged, they could return to water and sediment. We wish to highlight the importance of carrying out an intervention in relation to the uncontrolled growth of these weeds in the lake area, to avoid not only the possible impact on the quality of the reservoir water when these plant species are submerged, but also the appearance of other unfavorable impacts that may occur in the environment.

Key words: Lake, Weeds; Elemental analysis; Water quality

INTRODUCCIÓN

El embalse San Roque (31°23´S y 64°28´W) se encuentra en el Valle de Punilla, a 30 Km de la ciudad de Córdoba, a una altura promedio de 650 metros sobre el nivel del mar. Recibe el aporte de agua de cuatro tributarios: los ríos Cosquín y San Antonio, los arroyos Las Mojarras y Los Chorrillos. El área de la cuenca es de 750 Km^2. La región está dominada por un clima continental y las lluvias son variables con un promedio anual de 860 mm, distribuidas principalmente entre octubre y marzo (Borgnino y col. 2006).

La cuenca del embalse San Roque es afectada por la actividad humana. La creciente urbanización y los incendios forestales promueven la desaparición del bosque nativo, la erosión hídrica y el arrastre de sedimentos hacia el embalse, con el consecuente aporte de los principales nutrientes: fósforo (P), nitrógeno (N) y potasio (K) (Bustamante y col, 2002). El embalse posee una condición eutrófica debido a un alto contenido de nutrientes, principalmente P y N, sumado al aporte de los micronutrientes calcio (Ca), hierro (Fe) y magnesio (Mg) (Córpora & Crema y col., 2018).

A su vez, existen otros factores que pueden influir en la calidad del agua y pasan desapercibidos, por ejemplo, el crecimiento invasivo de malezas en la zona del perilago, las cuales en épocas de crecida de los ríos y por el aumento de nivel del embalse, quedan sumergidas. Esto produciría un aporte de materia orgánica e inorgánica que podrían impactar negativamente sobre el embalse (Geng et al, 2019).

Si bien la flora que rodea la cuenca del embalse es muy diversa, se observa un gran desarrollo de vegetación silvestre de especies que pueden considerarse malezas por su crecimiento invasivo y descontrolado (INTA-RIAN, 2019).

Para evaluar los efectos que podrían tener la presencia de estas malezas -cuando quedan sumergidas- sobre la calidad del agua del embalse, se plantearon los siguientes objetivos: 1) identificar las principales especies vegetales consideradas como malezas que están presentes en la zona del perilago, 2) determinar la composición elemental de las plantas en estudio 3) evaluar la influencia de los elementos químicos y otros compuestos presentes en las plantas sobre la calidad del agua del embalse y realizar una propuesta de intervención.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y recolección de las muestras

Las muestras fueron recolectadas en la costa de perilago aledaña a la desembocadura del Río Cosquín en noviembre de 2017, previo a quedar sumergidas por la crecida de los tributarios y el aumento del nivel del embalse (figuras 1 y 2). Se observó

predominantemente el desarrollo de tres malezas que posteriormente fueron identificadas por sus nombres vulgares como mostacilla (*brassicácea*), cicuta (*apiácea*) y otra -*sin identificar*- de la familia de las asteráceas.

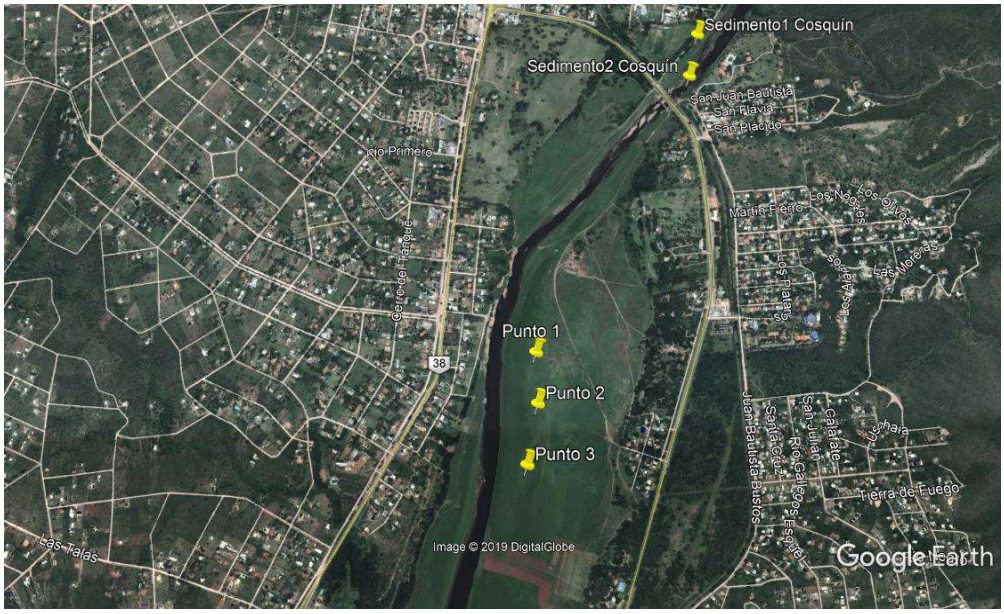


Fig.1 Puntos de muestreo de muestras vegetales en la zona de perilago previo al aumento del nivel del embalse San Roque

Fig.2 Imagen del área de estudio (zona del perilago)

Acondicionamiento de las muestras

Luego de la recolección de las muestras en los Punto 1, Punto 2 y Punto 3 (figura 1) fueron rotuladas respectivamente con los códigos PL1, PL2 y PL3 y transportadas al laboratorio para realizar la identificación botánica de las plantas de acuerdo a las características morfológicas de las mismas y la guía de reconocimientos de malezas del INTA-RIAN. Como se mencionó precedentemente, sólo se pudieron identificar, dos de las tres especies seleccionadas para el estudio (Figura 3 y Tabla 1).

Fig.3 Imágenes de las muestras vegetales seleccionadas para el estudio
3 a) mostacilla (PL1) 3 b) asterácea (PL2) 3 c) cicuta (PL3)

Tabla 1. Información sobre Mostacilla (PL1) y Cicuta (PL3) s/el Atlas de Malezas de INTA y RIAN

	Mostacilla	Cicuta
Nombre científico	*Rapistrum rugosum*	*Conium maculatum L.*
Origen	Especie originaria de la cuenca del Mediterráneo, adventicia en Argentina.	Especie europea naturalizada en Argentina y Uruguay. Ruderal y frecuente en vías férreas y banquinas de caminos, en especial en sitios bajos y húmedos donde se convierte en maleza de cultivos. Tóxica.
Descripción botánica	Hierbas anuales o bienales, con tallos ramificados desde la base, glabros y retrorsa de hasta 120 cm de altura. Hojas basales en roseta, pecioladas, con lámina lirado-pinnatilobada con el lóbulo terminal ovado y mayor y los laterales triangulares, todos con el margen crenado-dentado y pubescentes en ambas caras; las caulinares alternas, con pecíolo breve, oblongo-lanceoladas a lanceoladas con el margen irregularmente dentado, mucho menores. Flores en racimos axilares y terminales, densos en floración, pétalos amarillo-pálido, con lámina obovada, estrechada en una uña corta, de unos 9 mm de longitud. Silículas glabras o poco. Semillas castaño-amarillentas, elipsoides.	Hierbas anuales, fétidas, glabras. Tallos de 80 a 200 cm de altura, erectos, estriados y fistulosos, con manchas purpúreas en la base, muy ramificados. Hojas alternas, las basales casi opuesta y en roseta, pecioladas y envainadoras, con lámina de ámbito deltoide, de 20 a 40 cm de largo y 30 a 50 cm de ancho, pinnaticompuesta con folíolos pinnatipartidos y lóbulos pinnatilobados, las caulinares gradualmente menores y menos divididas. Umbelas compuestas con 10 a 20 radios desiguales; con 5 a 6 brácteas lanceoladas y umbélulas con 3 a 6 bratéolas. Frutos compuestos por dos mericarpos ovales, de ± 2,5 mm de longitud, con costillas rugosas. Carpóforo entero.
Ciclo	Generalmente anual, con emergencia otoñal, vegetación invernal y floración primavero-estival	Anual, con emergencia otoñal, vegetación invernal y floración primaveral.
Propagación	Mediante sus frutos con dispersión barocora.	Mediante sus frutos, mericarpos con dispersión barocora (forma manchones).
N° de maleza	21607	20847

Las muestras fueron lavadas con abundante agua corriente y luego con agua desionizada. Se contabilizó el número de plantas de cada especie y se colocaron en recipientes de plástico sobre mesadas para el secado a temperatura ambiente. Se registró el peso húmedo y seco de cada muestra.

Posteriormente se seleccionaron 10 plantas de cada una de las 3 muestras y se separó la parte aérea (PL1 A, PL2 A y PL3 A) de la raíz (PL1 R, PL2 R y PL3 R) y se registraron los pesos.

En la tabla siguiente (Tabla 2) se detalla la denominación y los códigos asignados a las muestras en estudio.

Tabla 2. Denominación y códigos asignados a las muestras en estudio

Denominación de las muestras	Código asignado		
	Planta (PL)	Parte aérea (A)	Raíz (R)
Mostacilla	PL1	PL1 A	PL1 R
Asterácea	PL2	PL2 A	PL2 R
Cicuta	PL3	PL3 A	PL3 R

Metodología empleada

Para realizar el análisis de las matrices vegetales se empleó espectrometría de plasma de acoplamiento inductivo con detección por espectrometría de masas (ICP-MS) por ser una técnica confiable y ampliamente empleada en el análisis multielemental de diversas matrices (Bulska & Ruszczyńska, 2017). Las muestras vegetales (de partes aéreas y de raíces) fueron molidas por separado (empleando un molino de disco de circonio) y se realizó una digestión asistida por microondas (digestor *Milestone* Ethos 1600) empleando una alícuota de 0,3 gramos de cada una con HNO_3 y H_2O_2 ultrapuros (Mera y col., 2019).

Luego de la digestión, se realizó la dilución de los digestatos (1:2 para partes aéreas y 1:10 para las raíces) y se procedió al análisis multielemental por ICP-MS (equipo Agilent 7500 Series). Se realizó el control de calidad empleando matriz de referencia certificada (*Peach leaves* NIST 1547), la cuantificación se realizó mediante curva de calibración de patrones (se emplearon soluciones de referencia multielementales certificadas) y se utilizó renio, indio y escandio como estándar interno.

Los resultados se muestran en la Tabla 3 y se expresan en microgramos del elemento analizado por gramo de muestra seca (ppm en base seca).

Para la determinación de fósforo (P) inorgánico, se realizó una digestión ácida asistida por microondas (notas de aplicación HPR-EN-23 US EPA 3051 *Millestone*) y se midió por el método del Ácido L-ascórbico (4500-P.E (2017) SMWW) en autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire.

Para el análisis de nitrito y nitrato, se realizó sobre muestra seca, una extracción con $CaCl_2$ 0,01M, seguida de centrifugación a 3000 rpm y posterior filtración de los extractos. Se realizaron extracciones sucesivas hasta agotar el extracto. Nitrito fue analizado según método colorimétrico (4500-NO2 B NITROGEN (NITRITE) (2017) SMWW), en el auto-analizador de flujo continuo segmentado por aire, mientras que nitrato se determinó por cromatografía de intercambio aniónico (4500-NO3 NITROGEN (NITRATE) - 4110- ion chromatography (2017), SMWW). En ambos casos la curva se preparó en $CaCl_2$ 0,01M.

Para la determinación de amonio se sometió una porción de muestra seca a extracción con KCl 1M, seguida de centrifugación a 3000 rpm y filtración. Se realizaron extracciones sucesivas hasta agotar el extracto. Luego se analizó, por colorimetría mediante la reacción de Berthelot modificada (4500-NH3 NITROGEN (AMMONIA) (2017), SMWW) en el autoanalizador de flujo continuo segmentado por aire; para evitar interferencia por el KCl 1M en el método, se cuantificó con curva realizada en KCl 0,02 M.

El aseguramiento de la calidad de los resultados obtenidos incluyó el análisis de blancos, patrones de verificación de curvas de calibración, patrones externos (independiente al utilizado para calibrar), evaluación de recuperación de agregados conocidos y el análisis de duplicados de las muestras sometidas a estudio (Córpora & Crema y col., 2018)

Los resultados se muestran en la Tabla 4 y se expresan en microgramos del elemento analizado por gramo de muestra seca (ppm en base seca).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la siguiente tabla se muestran los resultados correspondientes a las muestras analizadas por ICP MS

Tabla 3. Resultados del análisis elemental por ICP-MS (ppm)

Muestra / Elemento			Mostacilla		Asterácea		Cicuta	
			PL 1 A	PL1 R	PL2 A	PL2 R	PL3 A	PL3 R
Nutrientes Esenciales	Macro nutrientes	K	38787	30083	32627	24379	53750	30568
		Ca	21913	6506	14811	7541	12133	7092
		Mg	1986	885	1577	896	2746	1616
	Micro nutrientes	Fe	312	189	168	492	610	463
		Zn	37,9	38,7	27,6	20,8	31,3	25,6
		Mn	26,7	11,7	30,1	19,6	45,3	27,7
		Cu	5,9	3,7	8,5	11,3	13,5	9,0
		V	7,2	1,3	4,1	4,9	15,2	3,8
		Mo	0,96	0,28	1,48	0,71	0,66	0,49
		Ni	0,56	0,74	0,53	0,82	1,12	1,16
		Co	0,13	0,12	0,07	0,27	0,19	0,25
		Se	0,62	0,36	0,23	0,26	0,27	0,22
No esenciales	Tóxicos	As	1,26	0,76	0,15	0,41	0,39	0,44
		Cd	0,51	0,44	0,53	0,64	0,76	1,56
		Pb	0,22	0,18	0,13	0,41	0,28	0,37
		Hg	0,03	0,05	0,02	0,03	0,66	0,03
		Sb	0,012	0,012	0,011	0,012	0,012	0,023
	Otros	Sr	57,1	34,2	35,8	47,4	27,3	34,9
		Ba	13,7	10,4	10,8	20,0	11,2	15,2
		Li	0,58	0,29	0,62	0,90	0,99	0,69

En la Tabla 3 se muestran los elementos químicos analizados por ICP-MS ordenados de acuerdo al empleo como nutrientes en la planta según se consideren esenciales (macro y micronutrientes) o no esenciales (potencialmente tóxicos según su nivel y elementos traza).

Se observa que en las 3 muestras analizadas (PL1, PL2 y PL3) los elementos mayoritarios fueron Potasio (K), Calcio (Ca) y Magnesio (Mg), siendo en los 3 casos, superiores los niveles obtenidos en la parte aérea (A) que en la raíz (R).

Esto puede deberse a que estos elementos son considerados macro nutrientes en las plantas y cumplen funciones en diferentes procesos como la fotosíntesis (Mg es un elemento esencial para la clorofila), síntesis y estabilización de las membranas (Ca), participación como cofactor en la síntesis de proteínas y equilibrio hídrico (K), entre otros (Guzmán Palomino y col. 2004; Bathla & Lal, 2018).

A su vez, de los 3 macronutrientes mencionados. el K fue el elemento hallado en mayor concentración (principalmente en Cicuta, PL3), seguido de Ca (con mayor concentración en Mostacilla, PL1) y luego Mg (que fue predominante en Cicuta, PL3 también).

Siguen en orden de concentración, de acuerdo a los resultados obtenidos, los elementos que en la Tabla 3 se agrupan como micronutrientes. Las plantas necesitan de estos micronutrientes en cantidades mínimas para mantenerse sanas y normalmente los absorben como iones disueltos en el agua desde el sustrato (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

Se considera que B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni y Zn son microelementos esenciales porque cumplen funciones importantes para la planta al igual que los nutrientes primarios y secundarios, a pesar que son requeridos en concentraciones menores a 100 ppm (µg/g de masa seca) (Guzmán Palomino y col. 2004; Bathla y Lal, 2018). De los elementos mencionados precedentemente, Cl y B no fueron determinados por ICP-MS, no obstante, se realizó la determinación además de Vanadio (V), Cobalto (Co), Litio (Li) y Selenio (Se).

En relación al hierro (Fe), Cobre (Cu) y Manganeso (Mn) se obtuvo la mayor concentración en la parte aérea de Cicuta (PL3A). En las partes aéreas de las especies 3 (PL3 A) y 1 (PL1 A) la concentración de Fe y Cu fue superior a la obtenida en la raíz, excepto en la especie 2 (asterácea) que se observó una mayor concentración en la raíz (PL2 R). La concentración de Manganeso (Mn), fue superior en la parte aérea de las 3 especies vegetales, obteniéndose, como se mencionó precedentemente, la mayor concentración en Cicuta (PL3). Esto puede deberse a que Fe, Cu y Mn intervienen en la formación de clorofila de la planta y en el desarrollo de los cloroplastos. El Fe también interviene en la síntesis de ferredoxina que actúa en varios procesos metabólicos como la fotosíntesis y la reducción del nitrógeno (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col 2004).

Otro elemento hallado en concentración superior en parte aérea que en raíz fue el Molibdeno (Mo) que es un constituyente esencial de las enzimas que actúan en la fijación biológica de nitrógeno (nitrogenasa) y en la reducción de nitrato a amonio (nitrato reductasa). Lo inverso fue observado en la concentración obtenida de Níquel (Ni) que fue superior en las raíces de las 3 especies vegetales. Se asocia este elemento a la enzima ureasa, que cataliza la hidrólisis de la urea, produciendo CO_2 y amonio (NH_4^+) (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

Con respecto al Cinc (Zn), se obtuvo mayor concentración en Mostacilla (PL1) tanto en parte aérea como en raíces siguiendo en orden de concentración parte aérea y raíz de Cicuta (PL3). Este elemento es constituyente de la enzima anhidrasa carbónica, que cataliza la formación de ácido carbónico a partir de CO2 y agua, y está localizada tanto en los cloroplastos como en el citoplasma (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

En relación a Selenio (Se) y Vanadio (V), las mayores concentraciones de Se fueron obtenidas en Mostacilla (PL1), siendo superior en parte aérea (PL1 A) que en raíz (PL1 R), y en el caso de V, las mayores concentraciones fueron obtenidas en Cicuta (PL3), siendo

superior en parte aérea (PL3 A) que en raíz (PL3 R). El V puede ser encontrado en el ambiente, en algas, plantas, invertebrados, peces y muchas otras especies.

A su vez se determinó la presencia de otros elementos minoritarios (Sr, Ba y Li) que no tienen una función definida en las plantas y en la Tabla 3 se presentan como no esenciales.

En el caso de Estroncio (Sr), la mayor concentración fue obtenida en la parte aérea de Mostacilla (PL1) a diferencia de las otras 2 especies, en las cuales la concentración fue mayor en la raíz. El Sr se encuentra en forma natural en el suelo en cantidades muy variables. La disposición de cenizas de carbón, cenizas de incineradores y de residuos industriales puede aumentar la concentración de Sr en el suelo (ATSDR, 2004). La absorción de Sr por las raíces está relacionada con los mecanismos de transporte de Ca. Si bien existe una competencia con Ca a nivel de absorción, Sr no puede realizar las funciones bioquímicas de Ca, pero tiene la capacidad de sustituirlo en las paredes celulares formando puentes de Sr en las pectinas ácidas (ATSDR, 2004).

Se observó que la concentración de Li fue superior en la parte aérea de las 3 especies vegetales en relación a la hallada en raíz; siendo la mayor la concentración en Cicuta (PL3 A). Si bien el Li no es considerado un elemento esencial, se postula que podría estimular o reducir el crecimiento de las plantas dependiendo del nivel en que se encuentre y podría convertirse en un contaminante de riesgo para el ambiente en el futuro (Shahzad et al, 2016).

La concentración hallada de Bario (Ba) fue mayor en la raíz de la especie 2 (asterácea) siguiendo luego la obtenida en raíz de Cicuta (PL3 R), a diferencia de lo observado en estas 2 especies, en Mostacilla se obtuvo una mayor concentración en la parte aérea (PL1 A) que en la raíz (PL1 R). En forma natural, en el suelo se encuentran concentraciones variables de Ba y podría ingresar a las plantas mediante los mecanismos de transporte de Ca. No tiene una función definida en las plantas (Azcón-Bieto et al. 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

Finalmente, por ICP-MS se realizó la determinación de otros elementos minoritarios no esenciales como Arsénico (As), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Mercurio (Hg) y Antimonio (Sb), debido a que en función de la concentración hallada se considera que pueden ser tóxicos para las plantas y el medio ambiente.

En Mostacilla (PL1) se obtuvo la mayor concentración de As, siendo superior la concentración en la parte aérea que en la raíz. Se podría inferir entonces que esta planta (considerada como maleza), tendría la capacidad de extraer el As del suelo y translocarlo a la parte aérea, a semejanza de lo que sucede en otras especies vegetales acumuladoras de metales y metaloides (de la familia de las *brassicáceas*) que tienen aplicación en estudios de fitorremediación de suelos (Hasanuzzaman et al 2018; Kabata-Pendias A, 2010; Mera y col 2019).

Cabe destacar el contenido de Hg obtenido en la parte aérea de Cicuta (PL3). A su vez, en esta maleza que es considerada tóxica por el contenido de alcaloides (Tabla 1), se halló la mayor concentración de Cd y Pb en la parte aérea y la mayor de Cd en la raíz. Tanto en la especie vegetal 2 (asterácea) como en Cicuta se obtuvo la mayor concentración de Pb en raíz (PL2 R). En relación a Sb, se obtuvieron concentraciones similares en las 3 especies vegetales.

A continuación, en la Tabla 4 se muestran los resultados obtenidos de Fósforo (P) y Nitrógeno (N).

Tabla 4. Resultados de Fósforo (P) y Nitrógeno (N) (ppm)

Muestra / Analito	Mostacilla		Asterácea		Cicuta	
	PL 1 A	PL1 R	PL2 A	PL2 R	PL3 A	PL3 R
P inorgánico	7368	5585	3339	1833	3116	1651
N inorgánico total	3691	4932	1330	868	1297	1061
Amonio	3149	2395	1064	587	803	682
N Amonio	2441	1857	825	455	622	529
Nitrito	<2	<2	<2	<2	<2	<2
N Nitrito	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6
Nitrato	5540	13624	2220	1830	2990	2360
N Nitrato	1251	3075	506	413	675	532

P y N son macronutrientes primarios en las plantas y se encuentran en concentraciones superiores a 0,1% (en base seca). En las muestras vegetales analizadas, no se realizó la determinación de P total ni de N total porque la cantidad de muestra procesada fue insuficiente para la realización de dichos ensayos. No obstante, se infiere que estos valores serían superiores a los de P inorgánico y N inorgánico si se considera el aporte de N y P por los compuestos orgánicos no determinados.

En la Tabla 4 se presentan los resultados correspondientes a P inorgánico y N inorgánico total. Se puede observar que en las 3 especies vegetales analizadas el valor hallado de P en hoja fue superior al de raíz y en Mostacilla (PL 1) se obtuvo el mayor valor de P inorgánico tanto en hoja como en raíz.

En relación a N, en las 3 especies vegetales analizadas se observó que la concentración de N amonio fue superior en hoja que en raíz siendo Mostacilla (PL1), la especie vegetal en donde se obtuvo la mayor concentración N Inorgánico Total.

El N es absorbido por las raíces de las plantas, preferentemente, en forma de nitrato o de amonio. Entre los factores que influyen en la absorción de N por parte de la planta se mencionan: la especie y el tipo de planta, la intensidad lumínica y la presencia de N en el medio (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

El P es absorbido predominantemente como anión monovalente fosfato y en menor cantidad como anión divalente. La presencia de una u otra forma iónica depende del pH. En un pH alcalino la disponibilidad de P está limitada por la formación de fosfatos de calcio, no aprovechables por las plantas. A su vez, en condiciones de pH bajo, la alta solubilidad del Al y del Fe precipitan el P, limitando la disponibilidad de este elemento para las plantas (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

El P es muy importante en el metabolismo energético de la planta ya que forma parte de las moléculas AMP, ADP y ATP y de los ácidos nucleicos ADN y ARN. Participa en la fotosíntesis, la respiración y la síntesis de almidón. También forma parte de otros compuestos como el ácido fítico, importante en la germinación de semillas y en el desarrollo de la raíz (Azcon-Bieto et al, 2013; Guzmán Palomino y col. 2004).

A los fines de evaluar los resultados obtenidos de P y N en las muestras vegetales estudiadas, con relación a las concentraciones presentes en los sedimentos del embalse, se compararon los valores obtenidos con los hallados en el trabajo realizado por Córpora & Crema y col. (2018). En el mismo, los niveles de P inorgánico total en el sedimento del embalse variaron entre 558 y 1506 ppm., concluyendo que el sedimento constituye una potencial carga interna de nutrientes. En las muestras vegetales analizadas, los niveles obtenidos de P inorgánico total fueron superiores a los aludidos precedentemente en los sedimentos, y variaron entre 3116 y 7368 ppm (en partes aéreas, PLA) y entre 1651 y 5585

ppm (en raíces, PLR) (Tabla 4). La misma tendencia se observó en los compuestos de N, que fueron superiores para las muestras vegetales con relación al sedimento en el cual, se halló casi exclusivamente como N amoniacal (por las condiciones de anoxia), con valores comprendidos entre 110 ppm a 546 ppm (Córpora & Crema y col., 2018). En las malezas, los niveles de N amoniacal estuvieron comprendidos en el rango de 622 a 2441 ppm (PLA) y de 455 a 1857 ppm (PLR). Además, los valores de N inorgánico total fueron de 1297 a 3691 ppm (PA) y de 868 y 4932 ppm (PR).

Para evaluar cuál sería el aporte de P y N al cuerpo del embalse por la putrefacción de las especies vegetales cuando quedan sumergidas, se propone de manera complementaria, la realización de estudios satelitales que permitan determinar en la zona del perilago, cuál es la dimensión del área invadida por estas malezas, estableciendo la densidad de las plantas en esa superficie, y estimando, mediante un balance de masa de macro y micronutrientes, cuál sería el aporte año tras año al cuerpo del embalse, lo cual queda pendiente como un tema de investigación para realizar a futuro.

CONCLUSIONES

En general se considera que la composición de la planta es un reflejo de la composición del suelo y de las condiciones ambientales en donde la misma crece y se desarrolla.

Los resultados del análisis elemental de las malezas recolectadas en la zona de perilago demuestran que la biomasa generada contiene macro y micronutrientes que la planta extrae del suelo y que, al quedar en zona de inundación, por el proceso de putrefacción, podría aportar al agua N, P, K y otros elementos (esenciales, no esenciales y/o tóxicos) que podrían alterar la calidad del agua, al favorecer por ejemplo, el proceso de eutrofización del embalse y la consecuente disminución del oxígeno disuelto.

A su vez, se observó que las especies vegetales pueden extraer contaminantes del suelo y acumularlo en la biomasa generada por diferentes mecanismos, como ocurre con el As en Mostacilla, y Hg, Pb y Cd en Cicuta (Fariba M, 2018; Mera y col 2019) que si bien esto sería un efecto benéfico de estas malezas (por su capacidad de extraer elementos tóxicos del suelo), al desarrollarse en áreas que luego queden sumergidas, podrían retornar nuevamente al agua y al sedimento. Además, se debe tener en cuenta que las especies vegetales contienen otros compuestos orgánicos que pueden ser tóxicos como por ejemplo los alcaloides presentes en la Cicuta, que podrían incorporarse al agua si las plantas se desarrollan en zonas de inundación (IPCS INCHEM, 1990).

Este estudio preliminar de otros factores sugeridos para considerar posibles efectos de impacto en aguas del embalse, representa una iniciativa para profundizar investigaciones a futuro que contemplen el crecimiento de plantas terrestres o sumergidas, como también lo indican otros trabajos que se focalizan en discernir mecanismos de transferencia entre los biofilms generados en plantas sumergidas y el entorno acuático. De esta manera es factible que se puedan realizar estimaciones más realistas del aporte de nutrientes y otros compuestos químicos al embalse por la biomasa vegetal presente en la zona del perilago.

Finalmente, se desea destacar la importancia de realizar una intervención con relación al crecimiento descontrolado de estas malezas en la zona del perilago, en particular por la presencia de cicuta, para evitar no sólo la posible afectación de la calidad del agua del embalse cuando estas especies vegetales queden sumergidas, sino también por la eventual alteración de la flora, la fauna y la aparición de otros impactos no favorables que puedan presentarse en el medio ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

ATSDR (2004). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades Reseña toxicológica del estroncio. Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU. Disponible en: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs159.html, acceso marzo de 2019.

Azcon-Bieto J., Talon M. (2013). Fundamentos de fisiología vegetal. 2° Ed., Publicacions i Edicions UBe Universitat de Barcelona, Mc Graw-Hill Interamericana, España, ISBN: 978-84-481-9293-8

Bhatla S. C., Lal M.A. (2018). Plant physiology, development and metabolism, Springer, Singapore, First edition, 2018. ISBN-10: 9811320225.

Borgnino L., Orona C., Avena M., Maine A., Rodrıguez A., P. De Pauli C. (2006). Phosphate concentration and association as revealed by sequential extraction and microprobe analysis: The case of sediments from two Argentinean reservoirs. Water Resources Research, Vol. 42, W01414, doi:10.1029/2005WR004031, 2006

Bulska, E., & Ruszczyńska, A. (2017). Analytical Techniques for Trace Element Determination, Physical Sciences Reviews, *2*(5), 20178002. doi: https://doi.org/10.1515/psr-2017-8002

Bustamante M. A., López F., Bonetto C., Granero M (2002). Limnology of mountain rivers and transport of phosphorus and nitrogen to an enriched reservoir (Cordoba, Argentina). Verh. Internat. Verein. Limnol. Vol (28): 1779-1782.

Córpora R & Crema N, Bonfanti E, Busso F, Murad E, Halac S, Rodriguez M I Ruiz M, Ravera M. (2018). Determinaciones analíticas en sedimentos del embalse San Roque: nutrientes y metales. Trabajo 01-39. Libro de trabajos VII Congreso Internacional sobre Gestión y tratamiento Integral del agua, Universidad Blas Pascal, Córdoba, Argentina. ISBN 978-987-1930-43-2.. Disponible en: http://www.congreso-agua.com.ar/libro2018/ , acceso octubre 2020.

Fariba M.; Roghayeh M. (2018). Phytoremediation Ability of the New Heavy Metal Accumulator Plants, Environmental and Engineering Geoscience, V24; N4; p 441-45.

Geng N. Wu Y., Zhang M., Tsang D., Rinklebe J., Zhu L. (2019). Bioaccumulation of potentially toxic elements by submerged plants and biofilms: A critical review. Environment International, 131, october 2019, 105015.

Guzmán Palomino J. M., López Gálvez J., (2004). Ferti-riego: tecnologías y programación en agroplasticultura. Programa CYTED, México 2004. ISBN 8496023273 9788496023277.

Hasanuzzaman M. et al. (eds.) (2018). Plants Under Metal and Metalloid Stress, Chapter 10, Heavy Metal Hyperaccumulation and Hyper Tolerance in Brassicaceae. Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2018 263.

INTA-RIAN (2019). Atlas de Malezas, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Red de Información Agropecuaria Nacional (RIAN), versión beta 1.0. Disponible en: http://rian.inta.gov.ar/atlasmalezas/atlasmalezasportal/default.aspx, acceso marzo de 2019.

INCHEM (1990). Internationally Peer Review Chemical Safety Information, Conium Maculatum L., INCHEM International Programme on Chemical Safety, WHO World Health Organization, London, United Kingdom March 1990. Disponible en: http://www.inchem.org/documents/pims/plant/conium.htm#SectionTitle:3.2%20%20%20Poisonous%20parts%20of%20the%20plant, acceso marzo de 2019

Kabata-Pendias A. (2010). Trace elements in soils and plants, CRC Press London, Fourth Edition, 2010, DOI: 10.1201/b10158 ISBN: 9780429192036

Mera M. F., Inga C. M., Cazón S., Cuello p., Ravera M., Muñoz S. E., (2019). Estudio sobre el uso potencial de especies vegetales para la fitorremediación de suelos contaminados con plomo. Poster presentado en el 3° Encuentro Interdisciplinario de Investigaciones en Problemáticas Ambientales de la Universidad Nacional de Córdoba EIDIPA+UNC. ISEA, UNC, 26 y 27 de junio de 2019, Córdoba, Argentina.

Milestone Srl. Application Note HPR-EN-23. US EPA 3051.

Shahzad B., Tanveer M., Hassan W., Shah A., Ali I., (2016). Lithium toxicity in plants: Reasons, mechanisms and remediation possibilities – A review. Plant Physiology and Biochemistry, Volume 107, p.104-115.

SMWW (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition.

EVALUACIÓN DE LA APTITUD BACTERIOLÓGICA PARA USO RECREATIVO EN PLAYAS DE MAR DEL PLATA (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

Esquius K. S.[1*]; Domínguez M. S.[1]; Pérez Guzzi J.[1]; Folabella A.[1] y Escalante A. H.[2]

1- Laboratorio de Microbiología, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET.
2- Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET.
*kesquius@mdp.edu.ar (e-mail K. S. Esquius)

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la balneabilidad de las playas de la costa marplatense y conocer el impacto generado por la descarga de efluentes urbanos sobre el estado de las mismas. Los muestreos se realizaron durante los veranos de 2019 y 2020 en cinco playas de acceso público para los bañistas: E1- Playa Félix U. Camet (FUC), E2- Playa Sun Rider (SR), E3- Playa Constitución (PC), E4- Playa del Puerto (PP) y E5- Playa Waikiki (PW). E1 y E2 están próximas a la Planta de Tratamiento de Efluentes Domiciliarios; E3 y E4 están vinculadas a descargas de efluentes pluviales y E5 no recibe aportes directos de contaminantes en forma significativa. Se cuantificaron coliformes totales (CT), termotolerantes (CTt), y *Escherichia coli* presuntiva (ECP), de acuerdo al método de fermentación en tubos múltiples, obteniendo el número más probable (NMP) de estos grupos bacterianos por cada 100 ml de agua. Comparando los indicadores bacterianos analizados en los períodos estivales de 2019 y 2020, sólo se observaron diferencias significativas en los recuentos de CT y ECP en E3 y de CT en E5, resultando mayores en 2019. De acuerdo con los criterios de balneabilidad establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y por USEPA (2002), sólo E4 y E5 resultaron aptas para uso recreativo en 2019 y E5, en 2020. Estos cambios en la balneabilidad de las playas se relacionaron con la influencia fluctuante de las descargas desde el Emisario Submarino (en E1 y E2) y con el volumen de lluvia caída (evidente en E3 por recibir efluentes pluviales), permitiendo establecer un orden creciente de vulnerabilidad a la contaminación microbiológica de Sur a Norte.

Palabras Clave: Coliformes Totales; Coliformes Termotolerantes; *Escherichia coli* Presuntiva; Balneabilidad.

ABSTRACT

The aim of the present study was to evaluate the balneability of the beaches of Mar del Plata coastline and to determinate the impact generated by the discharge of urban effluents on their water quality. Samplings were carried out during the summers of 2019 and 2020 in five beaches with public access for bathers: E1- Félix U. Camet Beach (FUC), E2- Sun Rider Beach (SR), E3- Constitución Beach (PC), E4- Puerto Beach (PP) and E5- Waikiki Beach (PW). E1 and E2 are close to the Treatment Plant of Sewage Effluents; E3 and E4 are linked to storm water outlets and E5 does not receive any significant direct contribution of pollutants. Total coliforms (CT), thermotolerant coliforms (CTt) and presumptive *Escherichia coli* (ECP) were quantified, according to the multiple tube fermentation method, obtaining the most probable number (MPN) of these bacterial groups per 100 ml of water. Comparing bacteriological results obtained in the summer of 2019 and 2020, differences were only significant in the counts of CT and ECP in E3 and CT in E5, resulting higher in 2019. According to the criteria established by the World Health Organization (WHO) and the USEPA, only E4 and E5 were suitable for recreational use in 2019 and E5 was in 2020. These changes in the balneability of the beaches under study were related to the fluctuating

influence of the submarine outfall (in E1 and E2) and to the volume of rainfall (evident in E3 due to receiving storm water outlets), allowing to establish an increasing order of vulnerability to microbiological contamination from South to North.

Keywords Total Coliforms; Thermotolerant Coliforms; Presumptive *Escherichia coli*; Balneability.

INTRODUCCIÓN

Las áreas aledañas a las costas constituyen, en la mayor parte de los países, zonas muy activas de desarrollo económico y social. Estas áreas proveen de servicios ecosistémicos y recursos estratégicos para el desarrollo sustentable no sólo a sus poblaciones linderas, sino a todo un país que se beneficia con su pesca y con la belleza del paisaje costero y su fauna (Boscarol *et al.*, 2016). Debido a los bienes y servicios que ofrecen las costas, más del 60 % de la población mundial está establecida en sus cercanías, y esta tendencia continúa en aumento (Escobar, 2002).

En el litoral atlántico argentino viven aproximadamente unas 2.200.000 personas en forma relativamente estable en más de 60 localidades (Boscarol *et al*., 2016). En este extenso territorio, Mar del Plata es una de las ciudades más grandes y pobladas. La ciudad recibe en verano más de 3.000.000 de visitantes (EMTUR, 2016), convirtiendo al turismo en su principal actividad socio-económica. Para lograr el desarrollo sustentable de esta actividad es imprescindible el cuidado de sus playas y costa de la descarga de efluentes urbanos, que son fuente de numerosos contaminantes incluyendo materia orgánica, microorganismos patógenos, pesticidas, hormonas y fármacos de uso humano y veterinario, entre otros, para los cuales no hay políticas claras de manejo y gestión (Vikas y Dwarakish, 2015; Littman *et al*., 2020).

El sistema cloacal de la ciudad cuenta con una Estación Depuradora de Aguas Residuales, que realiza la extracción y gestión de sólidos, arenas, grasas y aceites del efluente cloacal del partido de General Pueyrredón, previo a ser dispuesto por el emisario submarino. Este emisario permite descargar en el mar hasta 9 m^3 por segundo de efluentes cloacales pretratados (Cuello *et al.*, 2019; OSSE, 2020). Mar del Plata presenta además, una vasta red de desagües pluviales desde Parque Camet (Arroyo La Tapera) hasta el Puerto (calle San Antonino II), cuyos aportes son vertidos también al mar. Los caudales de estos desagües no son fáciles de establecer porque varían de acuerdo a los períodos de lluvia y la cantidad de residentes de la ciudad (Pérez Guzzi *et al*., 2006).

El crecimiento del ejido urbano de la ciudad de Mar del Plata se encuentra varios pasos por delante del desarrollo de la infraestructura cloacal y pluvial, generando focos de contaminación sobre la costa. Numerosos estudios previos realizados a lo largo de la misma dan cuenta del impacto negativo de los residuos plásticos (Seco Pon y Becherucchi, 2012; Becherucci *et al*., 2017) y efluentes cloacales y pluviales (Pérez Guzzi, 2006; Pérez Guzzi *et al*., 2006; Ruiz *et al*., 2012; Folabella *et al*., 2017) en la calidad del agua de mar y en el uso para recreación de sus playas. Teniendo en cuenta las dispares características morfológicas costeras (dinámica de mareas y olas, presencia o no de escolleras y forma de las mismas) y usos del suelo que se plasman en la ciudad, donde conviven por ejemplo desagües pluviales y balnearios (Isla, 2006), es que se planteó el presente trabajo. Su objetivo central fue evaluar la balneabilidad de las playas de la costa marplatense y conocer el impacto generado por la descarga de efluentes urbanos (pluviales y cloacales) sobre el estado de las mismas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudió la calidad del agua de mar para uso recreativo de la costa de Mar del Plata a lo largo de una transecta que involucra 5 playas: E1- Playa Félix U. Camet (FUC), E2- Playa Sun Rider (SR), E3- Playa Constitución (PC), E4- Playa del Puerto (PP) y E5- Playa Waikiki (PW) (Figura 1). Todas las playas analizadas son de acceso público para los bañistas. E1 y E2 están próximas a la Planta de Tratamiento de Efluentes Domiciliarios, E3 y E4 están vinculadas a descargas de efluentes pluviales (de mayores dimensiones en E3) y E5 no recibe descarga directa significativa de ningún tipo.

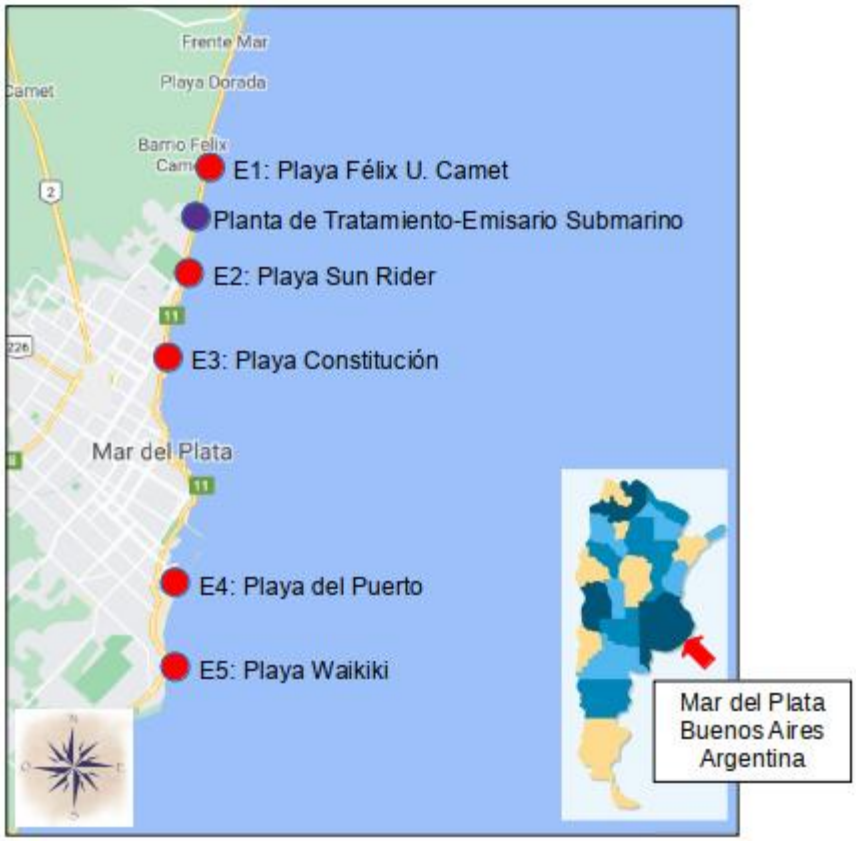


Figura 1. Ubicación del área de estudio (Long. 57°33'27.14" O; Lat. 38°0'8.21" S) y de las estaciones de muestreo, a lo largo de una transecta de 19 km de costa.

En cada playa seleccionada y durante 5 semanas consecutivas comprendidas entre febrero y marzo de los veranos de 2019 y 2020, se recolectaron 5 muestras por duplicado de la columna de agua para análisis bacteriológico. Las muestras se tomaron luego del mediodía, a 5-10 m de la línea de mareas y a 25-30 cm de la superficie del agua, utilizando frascos estériles de 250 ml. Las mismas se trasladaron refrigeradas al laboratorio de Microbiología (FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata) y se procesaron dentro de las 6 h desde su extracción (APHA, 2005). Simultáneamente a la toma de muestras de agua se registraron los siguientes parámetros: temperatura ambiental y del agua (en °C), número de bañistas en la playa, índice de luz ultravioleta (índice U. V.), velocidad y dirección del viento predominante. Finalmente, se obtuvieron datos de las precipitaciones en la zona, los cuales fueron brindados por el Servicio Meteorológico Nacional (Estación SMN N° 87692, Aeropuerto de Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires, altura: 21 metros sobre el nivel del mar).

La cuantificación de las bacterias indicadoras de contaminación: coliformes totales (CT), termotolerantes (CTt) y *Escherichia coli* presuntiva (ECP) se realizó mediante la técnica de

fermentación en tubos múltiples, obteniéndose el número más probable (NMP) de bacterias por 100 ml de agua (APHA, 2005). Se trabajó con combinaciones de cinco tubos por dilución, ya que esta metodología permite una mayor precisión en los resultados. Detalles de los protocolos empleados pueden encontrarse en Folabella *et al.* (2015, 2017).

Para evaluar estadísticamente la significancia de las diferencias obtenidas entre playas y períodos de cada uno de los indicadores bacterianos se realizaron análisis (test ANOVA de una vía, seguido del análisis de comparaciones múltiples de Tukey), utilizando el programa SigmaStat 13.3 (TIBCO Statistica TM, 2017). En todos los casos, se mencionó el nivel de significancia de los test estadísticos realizados (Zar, 1984). Adicionalmente, se realizaron correlaciones (aplicando el test de correlaciones de Pearson) entre los diferentes grupos bacterianos, el número de bañistas por playa y las precipitaciones registradas durante los períodos analizados.

La determinación de la balneabilidad en cada una de las playas se realizó en base a dos normativas: la establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1998) y la propuesta por USEPA (2002), que consideran a los CTt como indicadores de contaminación (Pérez Guzzi, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Si bien todas las playas muestreadas a lo largo de la costa marplatense son de acceso público, existe una preferencia hacia el uso de algunas de ellas por sobre las otras. Es así que E3 y E5 son los sitios con mayor número de bañistas (en promedio) registrados, debido posiblemente a su cercanía a zonas muy pobladas de Mar del Plata (Avenida Constitución y Balnearios de Punta Mogotes, respectivamente) y a la amplitud, accesibilidad y otros servicios que ofrecen (Figura 2). Las playas más cercanas al Emisario Submarino (E1 y E2) se encuentran alejadas de la zona costera más concurrida de la ciudad (E1 a 10 km y E2 a 5 km del centro de Mar del Plata), son más pequeñas y frecuentadas por veraneantes en busca de sitios más tranquilos y solitarios.

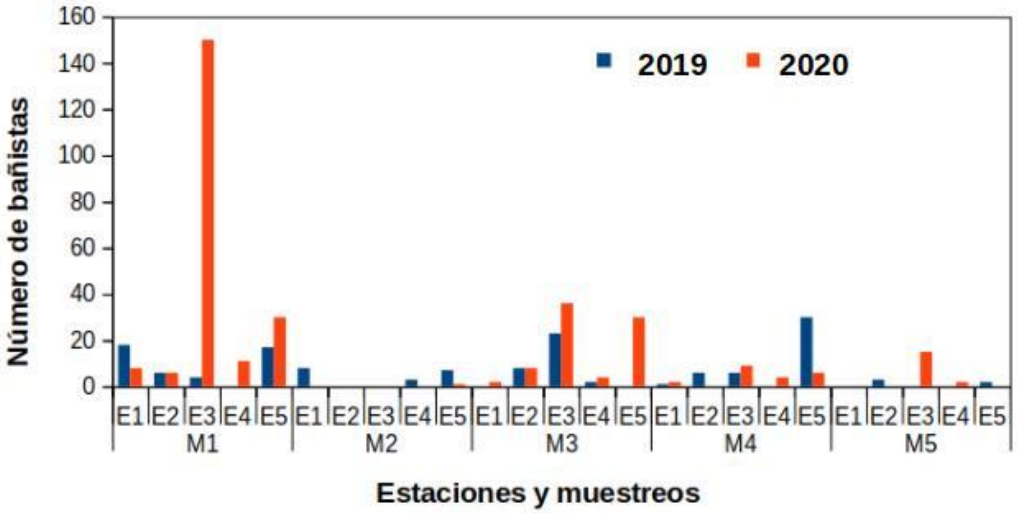


Figura 2. Número de bañistas (calculados como el número de personas dentro del agua en cada playa al momento de la toma de la muestra) en las estaciones y muestreos realizados durante 2019 y 2020.

Solamente durante el verano de 2019 se observaron diferencias significativas ($p \leq 0,05$) en los indicadores bacterianos analizados (CT, CTt y ECP) entre las estaciones de muestreo (Figura 3 a y b). En dicho año, los recuentos medios de CT en E3 fueron significativamente

mayores que los obtenidos en E2, E4 y E5. Este resultado se relacionaría con los diversos orígenes de los coliformes totales, los cuales pueden provenir del agua, suelos o vegetación (Larrea-Murrel *et al*., 2013) y con las posibles vías de ingreso de los mismos a los ecosistemas acuáticos. La contaminación de las áreas costeras es el resultado, principalmente, del aporte de materiales particulados procedentes de fuentes puntuales (por ejemplo, desagües pluviales como los presentes en E3 y E4) y no puntuales de polución (por escorrentía superficial, como en E1 por ejemplo) que actúan como "carriers" de microorganismos (Escobar, 2002; Pérez Guzzi, 2006; Vikas y Dwarakish, 2015).

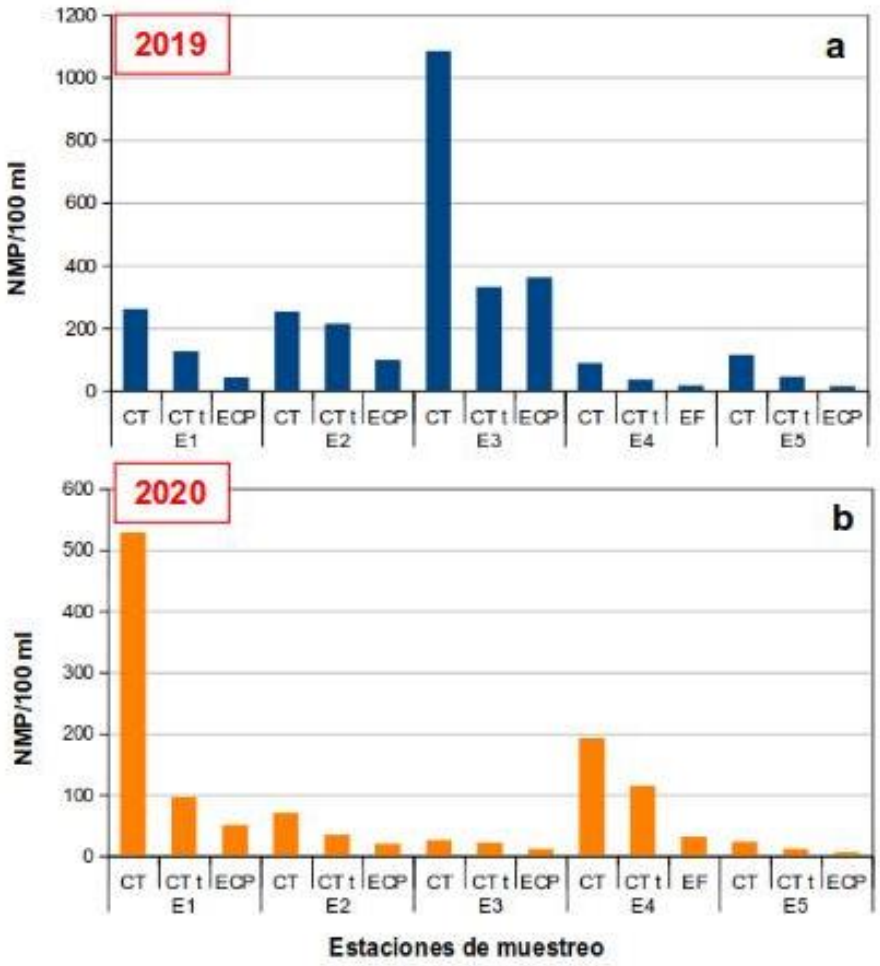


Figura 3. Media geométrica de los recuentos de coliformes totales (CT), termotolerantes (CTt) y *Escherichia coli* presuntiva (ECP) a lo largo de la costa marplatense durante: a) el verano de 2019, b) el verano de 2020.

Se verificó una relación positiva y significativa (r=0,34; p=0,018) entre los recuentos de CT y la cantidad de lluvia caída durante el estudio, particularmente observable en las playas E1 y E3 (Figura 4 a y b). Eventos de precipitaciones intensas, como las registradas durante 2019 antes de los muestreos realizados, podrían ser los responsables de los aumentos en los valores de CT registrados.

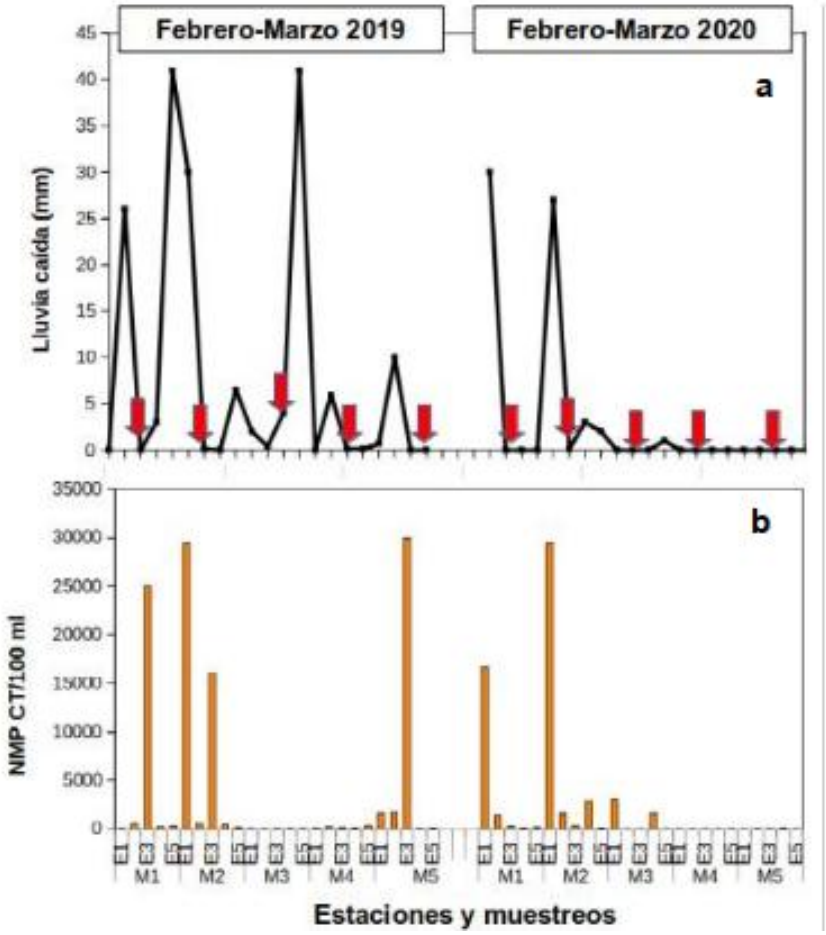


Figura 4. a) Lluvias caídas (en mm) durante 2019 y 2020 y b) Número más probable de coliformes totales por cada 100 ml de agua (NMP CT/100 ml) en las estaciones (E1 a E5) y los muestreos realizados (M1 a M5). Las flechas rojas indican las precipitaciones registradas en cada muestreo.

También durante 2019, los recuentos de CTt y EPC fueron significativamente mayores ($p \leq 0,05$) en E3 que en E4 y E5 (para CTt) y que el resto de las estaciones muestreadas (para ECP) (Figura 3 a y b). La presencia de estos microorganismos (CTt pero en particular *E. coli* presuntiva) indicarían la existencia de contaminación fecal de origen humano o animal (Larrea-Muriel *et al*., 2013). No se observaron relaciones positivas significativas entre el número de bañistas y los valores de CTt y ECP, ni entre éstos y los datos de precipitaciones registradas, indicando que otras podrían ser las causas de la presencia de estos coliformes termotolerantes en las playas muestreadas (por ejemplo, el aporte directo de desechos a la arena por los bañistas o desechos de animales presentes en las mismas como mascotas y aves) (Ministerio de Salud-Presidencia de la Nación, 2017).

Comparando los indicadores bacterianos analizados en los períodos de 2019 y 2020, sólo se observaron diferencias significativas ($p \leq 0,05$) en los recuentos de CT y ECP en E3, y de CT en E5 (Figura 3 a y b), resultando mayores en el primer año mencionado. En la Tabla 1 se muestran los resultados del análisis de balneabilidad realizado, siguiendo las normativas establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1998) y por USEPA (2002).

Tabla 1. Criterios de balneabilidad en playas según OMS (1998) (50 % de las muestras con recuentos de CTt menores a 100 NMP/100 ml y 90 % de las muestras con recuentos de CTt menores a 1000 NMP/100 ml) y según USEPA (menos de 200 CTt/100 ml en al menos 5 muestras obtenidas periódicamente durante un total de 30 días).

	E1 (FUC)*		E2 (SR)*		E3 (PC)*		E4 (PP)*		E5 (PW)*	
Normativas Año	**OMS**	**USEPA**	**OMS**	**USEPA**	**OMS**	**USEPA**	**OMS**	**USEPA**	**OMS**	**USEPA**
2019	No	No	No	No	No	No	Si	Si	Si	Si
2020	No	No	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si

*FUC=Playa Félix U. Camet, SR= Playa Sun Rider, PC= Playa Constitución, PP= Playa del Puerto y PW= Playa Waikiki.

Considerando los criterios de balneabilidad establecidos por la OMS (1998) y USEPA (2002), en 2019 sólo E4 y E5 resultaron aptas y en 2020, E5. En el último año mencionado, ambas normativas arrojaron resultados no coincidentes sobre la calidad del agua en E2 y E3. Las variaciones en la balneabilidad observadas durante los períodos de estudio están asociadas a la cercanía de algunas de las playas a la Planta de Tratamiento de Efluentes Domiciliarios (E1 y E2) y la influencia fluctuante de las descargas desde el Emisario Submarino. En particular para E1, el hecho de encontrarse al norte de la planta de tratamiento, en la dirección de la deriva litoral (Isla, 2006), afecta directamente su calidad (Ruiz et al., 2012, Folabella *et al*., 2017). En E3 y E4 la presencia de pluviales que confluyen en el mar y el volumen variable de descarga ocasionado por las lluvias en la zona, impactan negativamente en la balneabilidad de las mismas. Este factor resulta preponderante en E3 debido al tamaño del desagüe allí emplazado (Pérez Guzzi, 2006; Pérez Guzzi *et al*., 2006).

En los períodos estudiados, E5 fue la única playa que cumplió con los criterios de balneabilidad según la OMS (1998) y USEPA (2002) debido, posiblemente, a su ubicación geográfica y lejanía de los principales focos de contaminación antrópica, hecho que la coloca en una situación sanitaria más resguardada. Se observó una disminución gradual de la calidad del agua en sentido Sur a Norte durante los veranos de 2019 y 2020, desde playas aptas (E5), de aptitud variable (E2, E3, y E4) hasta no aptas (E1), lo que coincide con trabajos previos realizados en la zona (Pérez Guzzi, 2006; Pérez Guzzi *et al*., 2006 para los años 1997 a 2001).

CONCLUSIONES

De acuerdo a la normativa de la OMS (1998) y USEPA (2002), las playas marplatenses seleccionadas resultaron no aptas para uso recreativo en algún momento del presente estudio (verano 2019 y 2020), con excepción de E5 (Playa Waikiki). Estos cambios en la balneabilidad de sus aguas se relacionaron con la influencia fluctuante de las descargas desde el Emisario Submarino (en E1 y E2) y con el volumen de lluvia caída (más evidente en E3 por recibir efluentes pluviales en gran volumen). Se pudo, además, establecer un orden creciente de vulnerabilidad a la contaminación microbiológica de Sur a Norte.

El presente trabajo aporta datos actuales sobre la calidad sanitaria de la costa de la ciudad de Mar del Plata, resultando una herramienta de utilidad para la toma de decisiones en el manejo de los residuos urbanos que son volcados al mar. Restan evaluar otros factores en este trabajo no considerados (como por ejemplo, la influencia de las corrientes marinas o el papel de los residuos plásticos en la vehiculización de patógenos) que puedan estar afectando la aptitud bacteriológica del agua de mar.

Agradecimientos.

A M. Diez, N. Díaz, J. Berardi, M. P Gutierrez, J. Guevara y V. D'Arcángelo por colaborar en los muestreos y en el laboratorio. Este trabajo fue financiado por subsidios EXA 872/18 y EXA 976/20 de la Universidad Nacional de Mar del Plata, otorgados a las Dras. A. H. Escalante y K. S. Esquius respectivamente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, American Public Health Association, American Water Works Association And Water Pollution Control Federal, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th Ed., Washington.

Becherucci, M. E., Rosenthal A. F., Seco Pon J. P., 2017. Marine debris in beaches of the Southwestern Atlantic: An assessment of their abundance and mass at different spatial scales in northern coastal Argentina. Marine Pollution Bulletin, 119, 299–306.

Boscarol N., Fulquet G., Preliasco G., 2016. Aportes para una estrategia federal en manejo costero integrado: estado de la gestión costera en el Litoral Atlántico Argentino. 1era. Ed., Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Cuello G. V., Llanos E. N., Garaffo G. V., Jaubet M. L., 2019. Emisario submarino de Mar del Plata (Argentina): ¿Cómo impactó su construcción en la comunidad bentónica intermareal?. Ecología Austral, 29, 028-040.

EMTUR, Ente Municipal de Turismo, 2016. Ente Municipal de Turismo Mar del Plata. http://www.turismomardelplata.gov.ar (último acceso: 22 de septiembre de 2020).

Escobar J., 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Publicación de las Naciones Unidas, Santiago de Chile.

Folabella A. M., Esquius K. S., Pérez Guzzi J. I., Zamora A. S., Escalante A. H., 2015. Estudio de la calidad del agua de la Laguna de Los Padres (Prov. de Buenos Aires). Segundas Jornadas Nacionales de Ambiente. Tandil, Argentina, 313-321.

Folabella A. M., Pérez Guzzi J. I., Esquius K. S., Domínguez M. S., Escalante A. H., 2017. Influencia del emisario submarino sobre la balneabilidad de dos playas cercanas a la planta de pretratamiento de efluentes cloacales. Mar del Plata, Argentina. Primeras Jornadas Internacionales y Segundas Jornadas Nacionales de Ambiente, Tandil, Argentina, 291-293.

Isla F. I., 2006. Erosión y defensa costeras. En: Isla F. I y Lasta C. A. (eds.). Manual de manejo costero para la Provincia de Buenos Aires. EUDEM, 125-148 pp.

Larrea-Murrell, J. A., Rojas-Badía M. M, Romeu-Álvarez B., Rojas-Hernández N. M., Heydrich-Pérez M., 2013. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en la evaluación de la calidad de las aguas: revisión de la literatura. Revista CENIC Ciencias Biológicas, 44 (3), 24-34.

Littman R. A., Fiorenza E. A., Wenger A. S., Berry K. L. E., van de Water J. A. J. M., Nguyen L., Tint Aung S., Parker D. M., Rader D. N., Harvell C. D., Lamb J. B., 2020. Coastal urbanization influences human pathogens and microdebris contamination in seafood. Science of the Total Environment, 736, 139081.

Ministerio de Salud-Presidencia de la Nación, 2017. Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas (Resolución Ministerial 125/2016). Módulo II: Directrices sanitarias para enteropatógenos y microorganismos oportunistas en agua ambiente.

OMS, Organización Mundial de la Salud, 1998. Guía para ambientes seguros en aguas recreativas. Vol.1: Aguas costeras y aguas dulces. CEPIS/OPS. Aspectos microbiológicos de la calidad de las playas.

OSSE, Obras Sanitarias Sociedad de Estado, 2020. http://www.osmgp.gov.ar (último acceso: 22 de septiembre de 2020).

Pérez Guzzi J. I., 2006. Contaminación costera bacteriana y balneabilidad. En: Isla F. I y Lasta C. A. (eds.). Manual de manejo costero para la Provincia de Buenos Aires. EUDEM, 149-163 pp.

Pérez Guzzi J. I., Zamora A. S., Folabella A. M., Isla F. I., Escalante A. H, 2006. Situación sanitaria de la zona balnearia de la ciudad de Mar del Plata. Primer Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, Córdoba, Argentina. 7pp.

Ruíz N. G., Folabella A. M., Zamora A. S., Escalante A. H., 2012. Estudio sobre la balneabilidad en dos playas cercanas a la Planta de Pretratamiento de efluentes cloacales de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. CD-Room. Ciencia y tecnología ambiental: un enfoque integrador. 279-284.

Seco Pon J. P., **Becherucci, M. E.,** 2012. Spatial and temporal variations of urban litter in Mar del Plata, the major coastal city of Argentina. Waste Management 32, 343–348.

TIBCO StatisticaTM, 2017. Quick Reference, Software Release 13.3. TIBCO Software Inc.

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency, 2002 Implementation guidance for ambient water quality criteria for bacteria (draft). EPA-823-B-003, Office of Water, Washington, DC.

Vikas M., Dwarakish G. S., 2015. Coastal Pollution: A Review. Aquatic Procedia 4: 381 – 388.

Zar J. H., 1984. Biostatistical Analysis, 4th ed. Upper Saddle River, NL, USA.

UTILIZACION DE INDICES PARA INTERPRETAR LA CALIDAD DEL AGUA

Maero Ivana

Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de San Luis. Campus universitario: Ruta Provincial Nº 55 (ex 148) Extremo norte.
Villa Mercedes (5730) San Luis, Argentina -
email: ismaero@unsl.edu.ar

RESUMEN

En el agua de río se encuentran presentes un número importante de componentes, ya sean de origen natural como antrópico, los cuales pueden interferir con el desarrollo de sus utilidades. El Embalse de Villa Mercedes, inaugurado en diciembre de 2016, es una represa que tiene fines turísticos y recreativos, tiene la particularidad que su espejo de agua se encuentra frente al Parque Provincial Costanera Río Quinto y se integra paisajísticamente al mismo, se ubica dentro de la ciudad de Villa Mercedes, a corta distancia de la zona céntrica. El área de estudio se sitúa entre 33º41´52.5" S 65º28'25.5" W y 33º42´08.4" S 65º27'54.1" W. El aprovechamiento de sus aguas con fines recreativos incluye la habilitación de diferentes actividades deportivas como remo, kitesurf, kayak, el baño y la natación; estas dos últimas involucran la posibilidad de ingestión de agua como también la inmersión como parte de los juegos infantiles. El objetivo de este trabajo es estimar la calidad del agua en los meses de diciembre y enero, meses en los que el balneario se encuentra habilitado y concurre un gran número de personas. Se emplea el índice de Calidad de Agua "Water Quality Index" (WQI) que se desarrolló en 1970 por la National Sanitation Fundation (NSF) de Estados Unidos, siguiendo la metodología de cálculo que proponen la Universidad de Pamplona (2016) y Patricia Torres et. al. (2009). Se realizaron los análisis físico-químicos y los microbiológicos como así también mediciones de diferentes parámetros in situ con equipo portátil de laboratorio. Los valores que se han obtenido para los índices de calidad indican que el agua es de mediana calidad para el periodo analizado.

Palabras claves. índice de calidad, actividades recreativas, agua

ABSTRACT

A significant number of components are present in river water, whether of natural or anthropic origin, which can interfere with the development of its utilities. The Reservoir of Villa Mercedes, inaugurated in December 2016, is a dam that has tourist and recreational purposes, it has the particularity that its water mirror is located in front of the Costanera Río Quinto Provincial Park and is integrated in the landscape, it is located within the city of Villa Mercedes, a short distance from the downtown area. The study area is located between 33º41´52.5 "S 65º28'25.5" W and 33º42'08.4 "S 65º27'54.1" W. The use of its waters for recreational purposes includes enabling different sports activities such as rowing, kitesurfing, kayaking, bathing and swimming; These last two involve the possibility of ingesting water as well as immersion as part of children's games. The aim of this work is to estimate the water quality in the months of December and January, months in which the spa is enabled and a large number of people attend. The Water Quality Index (WQI) that was developed in 1970 by the National Sanitation Foundation (NSF) of the United States is used, following the calculation methodology proposed by the University of Pamplona (2016) and Patricia Torres et. al. (2009). The physical-chemical and microbiological analyzes were carried out as well as measurements of different parameters in situ with portable laboratory equipment. The

values that have been obtained for the quality indices indicate that the water is of medium quality for the period analyzed.

Key words quality index, recreational activities, water

INTRODUCCIÓN

El río Quinto nace en la provincia de San Luis y su ancho al atravesar la ciudad de Villa Mercedes es de 45 metros, pasa a orillas de Villa Reynolds y de la ciudad de Justo Daract y a unos 10 km de esta última, ingresa en el sur de la provincia de Córdoba y prosigue hasta alcanzar los Bañados de la Amarga.

El área de estudio está comprendida en la zona adyacente al tramo del Río Quinto de coordenadas geográficas 33º41´53.0" S 65º28´26.8" W.

En su recorrido ofrece muchas posibilidades como la disponibilidad de agua para consumo humano y bebida del ganado, como así también la realización de actividades recreativas y turísticas, siendo además el cauce receptor de aguas efluentes industriales, vertidos cloacales y aguas de tormenta.

Las actividades permitidas son la natación, el uso de kayak, remo, kite surf y la inmersión como parte de los juegos infantiles, cuenta además con sectores de camping diurno; no está habilitado el uso de las embarcaciones con motor.

La evaluación de la calidad del agua para uso recreativo permite conocer el nivel de riesgo sanitario que representa el recurso y tomar las decisiones de control para garantizar agua segura para la salud humana.

OBJETIVO

El objetivo es evaluar la calidad de agua de uso recreativo para los meses de diciembre de 2018 y el mes de enero de 2019. La estimación de un Índice de Calidad permite hacer más visible la información y de fácil interpretación.

METODOLOGÍA y RESULTADOS

Se emplea el Índice de Calidad de Agua, "Water Quality Index" (WQI), que se desarrolló en 1970 por la National Sanitation Fundation (NSF) de Estados Unidos, siguiendo la metodología de cálculo que proponen la Universidad de Pamplona (2016) y Patricia Torres et. al. (2009). Se sigue el Protocolo de Muestreo, Transporte y Conservación de Muestras de Agua con Fines Múltiples (consumo humano, abrevado animal y riego) recomendado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). El estudio de la zona de trabajo se inició en abril de 2016 y continua en la actualidad.

Los parámetros determinados in situ con equipo de laboratorio portátil son: oxígeno disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), temperatura (T) y turbidez. Los análisis de demanda química de oxígeno (DQO), nitratos, fosfatos y sólidos disueltos totales se realizan en los laboratorios físico-químico y microbiológico de una Institución estatal. Se utiliza una correlación empírica para establecer el valor actual de DBO, a partir de los datos obtenidos en muestreos anteriores en 7 puntos diferentes del río Quinto donde se analizaron los valores de DBO y DQO en cada uno de ellos. Como no se tiene el valor de coliformes fecales para los meses en estudio. se divide su factor de ponderación entre los otros restantes y se suma a cada uno de ellos.

Para la toma de muestras para análisis físico-químicos se utilizaron envases de tereftalato de polietileno (PET) de dos tamaños diferentes, unos de 2 litros de capacidad para enviar al laboratorio y otros de 500 centímetros cúbicos para las mediciones in situ.
Los equipos portátiles usados son Xplorer GLX Pasco scientific PS-2002, Pasport PS-2169 waterquality sensor Pasco Scientific, Turbidimeter PS-2122 Pasco Scientific, Conductivity DD9-699-06621 Pasco Scientific 10X, Sensor de temperatura Pasco Scientific, Medidor de pH, Pasco Scientificelectrode FF9-699-195, Dissolved Oxygen Pasco Scientific FF9-213, 699-06320, Flowrate Pasco Scientific PS-2130, GPS marca Garmin modelo e Trex 10 y medidor de temperatura ambiente.

Para la determinación de DQO el método usado es Oxidación a reflujo con dicromato; para los Sólidos Totales se emplea el método Gravimétrico mientras que para la valoración de Nitratos el método es SM 4500 NO_3^- - B. Ultravioleta selectivo, Edición 20ª. El método AOAC 22042:1980, límite de cuantificación 0.02 mg/l se emplea para la cuantificación de los Fosfatos.

A partir de los análisis de 7 puntos diferentes del Río Quinto, donde se evaluaron la DBO y la DQO, se estableció una relación numérica entre ambas mediciones de 0.36, compatible con los estudios de Hidalgo et. al. (2003).

De acuerdo a la metodología empleada, para el cálculo del índice de calidad del agua agregado (WSI), se usa un promedio aritmético ponderado, se obtiene como resultado un número entre 0 y 100, cuyos valores extremos indican un agua de calidad muy baja en el primer valor y una calidad excelente en el segundo. Se asignan pesos a cada parámetro de acuerdo a la importancia e incidencia que tiene en el uso que se pretende realizar. Para poder combinar los resultados de los diferentes parámetros obtenidos en los análisis y obtener un valor único de calidad del agua se utiliza un valor “Q” para cada uno de ellos.

RESULTADOS

Para calcular el índice se usa un promedio aritmético ponderado:

$$WQI = \sum_{i=1}^{n} SI_i W_i$$

Siendo:
WQI: Indice de calidad del agua.
W_i : Factor de ponderación para el subíndice i.
SI_i : Subíndice del parámetro i.

La temperatura de referencia se consultó en ClimaData.org. (2019). Como no se cuenta con los resultados del análisis de coliformes fecales, se divide su factor de ponderación entre los otros 8 restantes, 0.16/8= 0.02 y se suma a cada uno de ellos, siguiendo la metodología.

Los resultados obtenidos en el mes de diciembre de 2018 se muestran en la tabla 1 y los correspondientes al mes de enero de 2019 se encuentran en la tabla 2:

Tabla1: Resultados obtenidos - diciembre 2018.

Parámetro	Resultado	Q-valor (SI_i)	Factor de ponderación (W_i)	Subtotal
Oxígeno disuelto (mg/l)	3.9	40	0.19	5.5
Cambio de Temperatura (°C)	8	48	0.12	5.8
pH	9.9	20	0.13	2.6
Sólidos Totales (mg/l)	621	20	0.09	1.8
Turbidez (NTU)	1.2	97	0.1	9.7
DBO_5 (mgO_2/l)	25.4	7	0.13	0.9
Coliformes fecales (NMP/100ml)	-	-	-	-
Nitratos (mg/l)	1.4	98	0.12	12
Fosfatos (mg/l)	<0.02	100	0.12	11.8

$WQI = 50$

Tabla 2: Resultados obtenidos – enero 2019.

Parámetro	Resultado	Q-valor (SI_i)	Factor de ponderación (W_i)	Subtotal
Oxígeno disuelto (mg/l)	4.6	45	0.19	8.6
Cambio de Temperatura (°C)	6	70	0.12	8.4
pH	9.65	28	0.13	3.6
Sólidos Totales (mg/l)	636	20	0.09	1.8
Turbidez (NTU)	1.9	95	0.1	9.5
DBO_5 (mgO_2/l)	13.9	22	0.13	2.9
Coliformes fecales (NMP/100ml)	-	-	-	-
Nitratos (mg/l)	1.4	98	0.12	11.8
Fosfatos (mg/l)	<0.02	98	0.12	12

$WQI = 59$

CONCLUSIONES

Con los valores que se han obtenido, se puede considerar al recurso como de mediana calidad para los meses en estudio, no siendo conveniente las actividades que implican inmersión. El deterioro de las aguas de uso recreativo incide directamente en el nivel de riesgo sanitario y en el tipo de tratamiento que se necesita para mitigar los efectos.

BIBLIOGRAFIA

ClimateData.Org. Tabla climática/ Datos históricos del tiempo en Villa Mercedes./https://es.climate-data.org › América del Sur › Argentina › San Luis › Villa Mercedes. 2019.

Hidalgo M, Meoni G, Barrionuevo M, Navarro G y Paz R. (2003). Variabilidad de la relación DBO/DQO en ríos de Tucumán Argentina. 13º Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, p 1-11.

http://s3.amazonaws.com/chicagoriver/rich/rich_files/rich_files/1264/original/q-value-20analysis.pdf

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Protocolo de Muestreo, Transporte y Conservación de Muestras de Agua con Fines Múltiples (consumo humano, abrevado animal y riego).

Torres P, Cruz C y Patiño P (2009). Índices de Calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Revista Ingenierías - Universidad de Medellín. Una revisión crítica, vol. 8 No. 15 especial, pp. 79-94 - ISSN 1692-3324 - Colombia.

Universidad de Pamplona. Capítulo III. Índices de Calidad y de Contaminación para el agua deimportanciamundial.www.unipamplona.edu.co/unipamplona/portalIG/home.../icatest_capitulo3.pdf2016.

APLICACIÓN DE INDICADORES PARA EVALUAR LA CALIDAD DE EFLUENTES DE UNA INDUSTRIA CERVECERA

Mainardi-Remis, J. M.[1]; Gutiérrez-Cacciabue, D.[1] y Rajal, V. B.[1, 2]

(1) Instituto de Investigaciones para la Industria Química (INIQUI)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Salta (UNSa); Facultad de Ingeniería, UNSa. Salta, Argentina; tinchomainardi@gmail.com; dolo83@gmail.com
(2) Singapore Centre for Environmental Life Sciences Engineering, Nanyang Technological University, Singapore. vbrajal@gmail.com

Resumen

La producción de cerveza a nivel mundial mostró un crecimiento debido al aumento en su demanda. Sin embargo, su elaboración involucra el consumo de recursos y la generación de subproductos y efluentes que si no son tratados y dispuestos de manera correcta, pueden generar problemas ambientales, particularmente en los cuerpos acuáticos en donde son vertidos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del efluente de una industria cervecera mediante la implementación de dos indicadores: un índice de calidad de agua canadiense (*ICA*) y la huella hídrica gris (*HHg*) para proponer alternativas de mitigación del impacto sobre el agua. Primero, se estudió el proceso de elaboración de cerveza, que se dividió en cinco bloques: 1- Recepción y acondicionamiento de las materias primas; 2- Maceración; 3- Ebullición y acondicionamiento del mosto; 4- Fermentación y 5- Filtración y envasado. Luego se detectaron las etapas críticas con respecto al impacto de los efluentes: acondicionamiento y fermentación del mosto (bloques 3 y 4) y filtrado final (bloque 5). Para el cálculo de los indicadores, se consideraron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno (*DQO*), sólidos suspendidos (*SS*) y nitrógeno total (*NT*). El *ICA* evidenció una calidad pobre del efluente (*ICA*= 22,7), debido a la *DQO* (1250 ± 100 mg/l) y los SS (500 ± 50 mg/l). Los valores más elevados (menor calidad) de las *HHg* se obtuvieron cuando se consideraron las concentraciones de *DQO* y *SS* (35 y 45 hl de agua dulce/hl de cerveza producida respectivamente). Mediante un análisis de alternativas se pudo comprobar que una disminución del 90% de los parámetros *DQO* y *SS*, y del 70% de *NT* permitiría alcanzar una calidad buena del efluente (*ICA*= 84,5), minimizando así el impacto sobre el cuerpo acuático receptor y favoreciendo la selección de mejores tecnologías de tratamiento de efluentes.

Palabras clave: Industria Cervecera; Efluentes; Índice de Calidad del Agua; Huella Hídrica Gris

Abstract

Beer production grew up worldwide due to the increase in its demand. However, the elaboration involves the consumption of resources and the generation of by-products and effluents, which if are not correctly treated and disposed, can cause environmental problems in the water bodies where they are discharged. The aim of this work was to assess the quality of the effluent of a brewing industry through the implementation of two indicators: a Canadian water quality index (*ICA*) and the grey water footprint (*HHg*) to propose alternatives to mitigate the impact on water. First, the brewing process was studied, which was divided in five blocks: 1- Reception and raw materials conditioning; 2- Maceration; 3- Boiling and wort conditioning; 4- Fermentation and 5- Filtration and packaging. Then critical steps were detected regarding the impact of the effluents: conditioning and fermentation of the wort (blocks 3 and 4) and final filtering (block 5). For the calculation of the indicators, the following parameters were considered: chemical oxygen demand (*COD*), suspended solids (*SS*) and total nitrogen (*NT*). The *ICA* evidenced a poor quality of the effluent (*ICA*= 22.7), mainly due to *COD* (1250 ± 100 mg/l) and SS (500 ± 50 mg/l)

values. The highest *HHg* values (lower quality) were reached when *COD* and *SS* concentrations were used for its calculation (35 and 45 hl of fresh water/hl of beer produced, respectively). Through an alternative analysis it was possible to verify that a 90% decrease in *COD* and *SS*, and 70% of *NT* allow achieving a good quality of the effluent (*ICA*= 84.5), thus minimizing the impact on the water body receptor and favoring the selection of better effluent treatment technologies.

Keywords: Brewing Industry; Effluents; Water Quality Index; Grey Water Footprint

INTRODUCCIÓN

La cerveza es la bebida obtenida a partir de la fermentación alcohólica de un mosto elaborado con cebada germinada sola o en mezcla con otros cereales (malteados o no), sustancias amiláceas o transformadas, lúpulo, levadura y agua potable (CAA, 2010). A pesar de que actualmente el consumo disminuyó debido a la pandemia global de Covid-19 (Agronegocios, 2020), desde hace varios años tanto en Latinoamérica como en Argentina, se visualizaba una tendencia de aumento de dicho consumo (Alimentos Argentinos, 2012). Debido a esto, pequeñas y medianas empresas (pymes) comenzaron a producir cerveza para abastecer la demanda. Si bien esa situación es favorable para la economía ya que genera nuevas fuentes de trabajo, no se sabe cuál es el real impacto ambiental de estos emprendimientos. En general, cualquier proceso de elaboración de cerveza involucra diferentes etapas de transformación física y química de las materias primas, además del consumo de recursos y la generación de subproductos con valor agregado o no (CAA, 2010).

La cantidad de agua utilizada en los procesos industriales es un tema que necesita atención ya que influye y colabora directamente con la escasez y contaminación del recurso (Ercin y Hoekstra, 2014). En este contexto, se estima que si el sector industrial no toma conciencia de un uso eficiente del agua, esto tendrá un impacto profundo sobre la población mundial debido al uso excesivo del recurso para la producción de alimentos (FAO, 2015). Así, aunque se sabe que el 70% del recurso se utiliza en la agricultura y el 22% en la industria (Aylward et al., 2010; UNESCO, 2003), ésta última hace uso de materias primas e insumos de origen agrícola, por lo que indirectamente, también contribuye a la problemática.

Para el caso particular de la elaboración de cerveza, el vertido de sus efluentes a cuerpos acuáticos sin un tratamiento adecuado puede generar consecuencias ambientales graves a causa del alto contenido de carga orgánica y sólidos (Suher, 2009). Una elevada carga orgánica en el agua disminuye la cantidad de oxígeno, por lo que puede alterar los ecosistemas presentes. También, la presencia de sólidos orgánicos e inorgánicos puede modificar las características del agua, ocasionando una perturbación en el ambiente (Brito et al., 2007). En Argentina, muchas industrias mejoraron el uso del agua, como así también el tratamiento y la disposición final de efluentes, ya que se vieron influenciadas por el cambio de actitud de los consumidores, la presión ejercida para lograr una mejor gestión empresarial y las medidas para reducir costos (Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2012). Esto lleva a pensar que varias industrias ya manejan sus procesos de forma sustentable en cuanto a los recursos y la población, pero muchas veces eso es solo una herramienta de marketing más que un compromiso medio ambiental.

En el contexto de procesos industriales, la implementación de distintos indicadores ambientales es una estrategia interesante ya que permite evaluar y visualizar el uso de agua por parte de la industria como así también la calidad y en consecuencia el potencial impacto ocasionado por los efluentes vertidos en el agua. De esta manera se podría determinar los

tratamientos más adecuados para que dicho vertido ocasione el mínimo impacto posible sobre los cuerpos acuáticos receptores.

Por lo expuesto anteriormente, el objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad de los efluentes de una industria cervecera mediante el uso de dos indicadores: el índice de calidad de agua canadiense (*ICA*) y la huella hídrica gris (*HHg*) y proponer estrategias para la mitigación del impacto sobre el recurso acuático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección y estudio de una industria cervecera

En primer lugar fue necesario recopilar información (materias primas, insumos, consumos de agua, energía, envases, equipos entre otros) de una industria que elabora cerveza ubicada en Argentina. En ese sentido se analizaron en detalle las etapas del proceso y se detectaron aquellas críticas con respecto al volcamiento de efluentes.

Indicadores ambientales

Para el análisis de la situación, se seleccionaron dos indicadores ambientales: el índice de calidad de agua canadiense (*ICA*) y la huella hídrica gris (*HHg*).

Índice de calidad de agua canadiense *(ICA)*: es un número cuantitativo que combina distintas variables físicas, químicas y microbiológicas medidas en un determinado cuerpo acuático o efluente, obteniendo como resultado un único valor. Para ello utiliza valores límites establecidos por las legislaciones para diferentes variables de acuerdo al uso y así poder evaluar la calidad (CCME, 2001). El *ICA* se determina partir de la Ecuación 1:

$$ICA = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1{,}732} \right) \qquad (1)$$

donde: F_1 se denomina alcance y representa el porcentaje de variables fallidas que no cumplen con el objetivo de calidad (exceden los valores límites); F_2 es la frecuencia e indica el porcentaje de ensayos o pruebas individuales (fallidas) que superaron los valores límites establecidos. Con pruebas se refiere a los análisis de laboratorio realizados para cada variable. F_3 es la amplitud y representa cuán diferente dio el resultado de la prueba con respecto al valor establecido (CCME, 2001). Los parámetros F_1, F_2 y F_3 corresponden a valores de alejamiento de las variables medidas respecto al valor establecido (límites definidos para el volcamiento del efluente). Si éstos son nulos, la calidad del efluente es óptima y el índice toma el valor de 100 (Ecuación 1). Por lo tanto, mayor calidad se da a mayores valores de dicho índice (Tabla 1).

Tabla 1. Designaciones del ICA respecto a la calidad (CCME, 2001)

Calidad	Valor del Índice	Descripción
Excelente	95-100	Todas las mediciones están dentro de los objetivos prácticamente todo el tiempo
Buena	80-94	Las condiciones rara vez salen de los niveles naturales o deseables
Justa	65-79	Algunas veces, las condiciones se salen de los niveles naturales o deseables
Marginal	45-64	Las condiciones se salen de los niveles naturales o deseables
Pobre	0-44	Condiciones totalmente fuera de los niveles deseables

A partir de la información obtenida de la industria, se seleccionaron cuatro variables para analizar la calidad del efluente: pH, demanda química de oxígeno (*DQO*), nitrógeno total (*NT*) y sólidos suspendidos (*SS*). Los valores límites utilizados corresponden a los establecidos por ley de emisión y volcamiento de líquidos residuales en el lugar de análisis (Ley 7017, 1998).

Dado que el cálculo manual del *ICA* consume mucho tiempo, el gobierno canadiense puso a disposición una planilla que permite realizar su cálculo (CCME, 2014).

Huella hídrica gris (*HHg*): se define como el volumen de agua dulce necesario para diluir una carga contaminante presente en un efluente hasta alcanzar algún valor límite establecido en las legislaciones de volcamiento de efluentes en un cuerpo acuático (Hoekstra et al., 2011). La *HHg* es uno de los tres componentes que conforman la huella hídrica total. Esta última sirve para comprobar el impacto de las actividades humanas sobre el agua y está compuesta por tres componentes: dos relacionados a la cantidad de agua consumida (huella hídrica azul y verde) y otro relacionado a la calidad (huella hídrica gris).

La *HHg* se calcula mediante la Ecuación 2:

$$HHg = \frac{Vefl \times Cefl}{Cmáx - Cnat} \quad (2)$$

donde *Cefl* (mg/l) es la concentración de un determinado contaminante en el efluente, V_{efl} (hl/hl de cerveza producida) el volumen de efluente, *Cnat* (mg/l) es la concentración natural del contaminante en el cuerpo de agua receptor (*Cnat*= 0) y *Cmáx* (mg/l) es la concentración máxima aceptable según estándar de calidad del agua (Hoekstra et al., 2011). Mientras mayor es el valor de este indicador, mayor es el impacto sobre el agua si los vertidos no son tratados correctamente.

Para la obtención de la *HHg* se seleccionaron las mismas variables que para el cálculo del *ICA*, obteniendo así tres huellas: la primera, considerando la demanda química de oxígeno *(DQO*), la segunda a partir de la concentración de sólidos suspendidos (*SS*) y la última teniendo en cuenta la concentración de nitrógeno total (*NT*).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Descripción del proceso de elaboración de cerveza y visualización de etapas criticas

Para una mejor visualización y estudio del proceso, se agruparon las etapas en cinco bloques (Figura 1). Dependiendo de las operaciones involucradas y de lo que se deseaba analizar, los bloques se conformaron por una o por más etapas. A continuación, se describe de manera resumida el proceso de elaboración de cerveza.

Bloque 1- Recepción, acondicionamiento y almacenamiento de materias primas: involucra las etapas de transporte, limpieza y acondicionamiento de la materia prima principal (cebada malteada o malta). La clasificación y limpieza de granos se realiza con la ayuda de una zaranda y la reducción de tamaños de los granos mediante un molino, dejándolos en las condiciones adecuadas para la maceración. Los subproductos de esta etapa son materiales sólidos formados por el polvo y partículas de malta.

Bloque 2- Maceración: consiste en la preparación del mosto con cantidades apropiadas de azúcares fermentables. A la malta molida se le adiciona agua que se calienta y luego se filtra la mezcla obteniendo un mosto clarificado. Los subproductos obtenidos corresponden a sólidos que se obtienen luego de la filtración.

Bloque 3- Ebullición y acondicionamiento del mosto: el objetivo de esta etapa es concentrar el mosto. Se incorporan además lúpulo y otros aditivos que no solamente colaboran con la fermentación, sino que le dan las características particulares a la cerveza. Para separar restos sólidos del mosto se utiliza un decantador.

Bloque 4- Fermentación: es una de las operaciones principales del proceso ya que aquí ocurre la transformación de los azúcares del mosto en dióxido de carbono y etanol mediante la fermentación con levadura.

Bloque 5- Filtración y envasado: etapas finales donde se acondiciona a la cerveza dejándola apta para la venta.

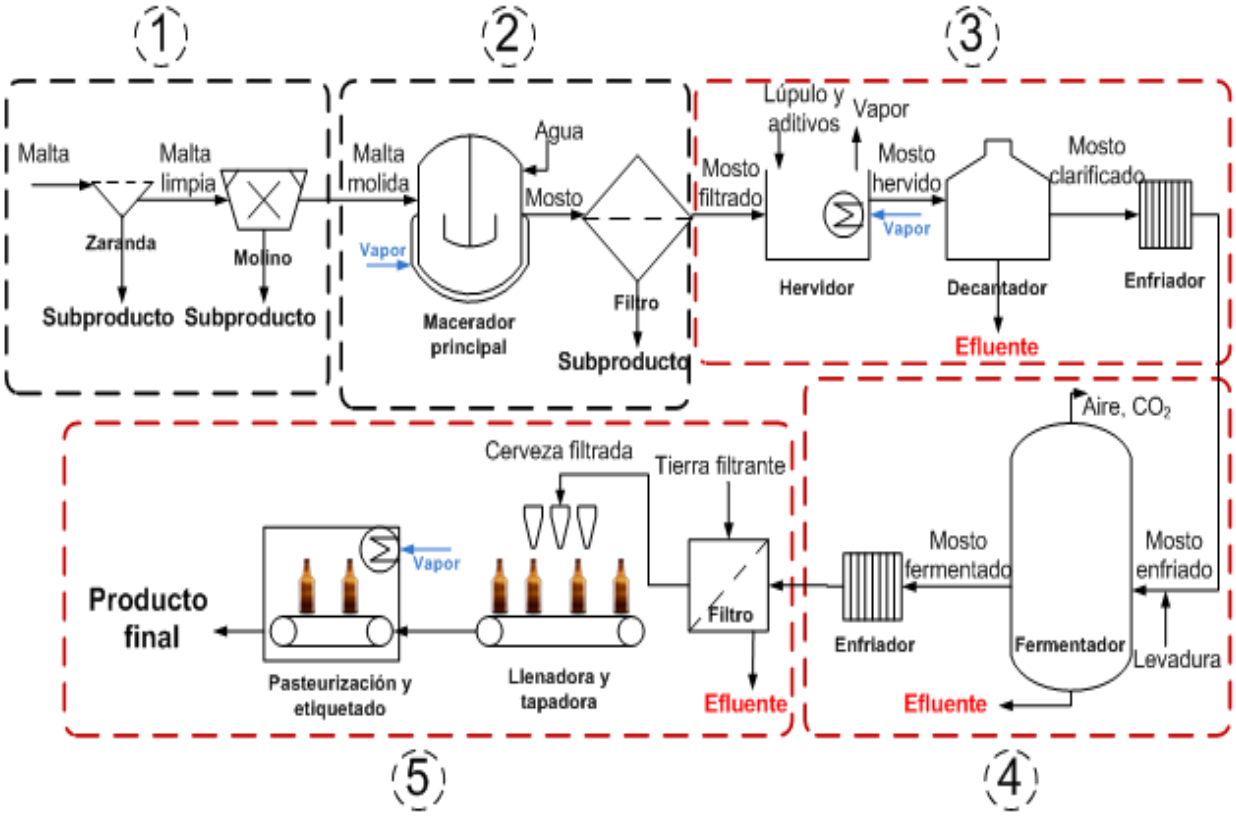


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de elaboración de cerveza dividido en cinco bloques: Bloque 1: Recepción, acondicionamiento y almacenamiento de materias primas. Bloque 2: Maceración; Bloque 3: Ebullición y acondicionamiento del mosto; Bloque 4: Fermentación. y Bloque 5: Filtración y envasado. En color rojo se indican las etapas críticas referidas a efluentes generados.

La descripción detallada del proceso permitió identificar las etapas críticas relacionadas con la generación de efluentes. Éstas fueron: ebullición y acondicionamiento del mosto, fermentación y filtración y envasado (bloques 3, 4 y 5, Figura 1). Esto tiene sentido ya que el primer bloque (recepción y acondicionamiento de materias primas) involucra sustancias únicamente sólidas, y el segundo (maceración) no genera corrientes apreciables de desecho ya que la mayoría de material es dirigido a la etapa tres. En esta etapa se genera un efluente con material sólido (granos gastados de malta) proveniente del decantador. En el bloque 4, se obtiene una corriente de efluente con alta carga orgánica debido a la presencia de levadura. Y en el bloque 5, se generan efluentes principalmente luego de la filtración (Figura 1).

Debido a que los efluentes provenientes de todas las etapas confluyen en una sola corriente final que es la que mide la industria (efluente sin tratamiento), se utilizaron las concentraciones de esta última corriente para el cálculo de los indicadores.

Cálculo y análisis de indicadores

Los valores de los parámetros que se midieron en el efluente sin tratar, se ubicaron por encima del límite establecido por legislación (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de los parámetros en el efluente de la industria cervecera

Parámetro	Valor en el efluente sin tratamiento	Valor máximo admisible (Ley 7017, 1998)
pH	6,5 ± 0,5	5,5 a 10
Demanda química de oxígeno (*DQO* en mg/l)	1250 ± 100	125
Nitrógeno total (mg/l)	25 ± 3	10
Sólidos suspendidos (mg/l)	500 ± 50	60

El valor del *ICA* calculado para el efluente a partir de las características definidas (Tabla 2) resultó igual a 22,7 lo que muestra una calidad pobre (Tabla 1). A su vez, exceptuando al pH, en todos los casos se superaron los valores límites establecidos en la legislación (Figura 2).

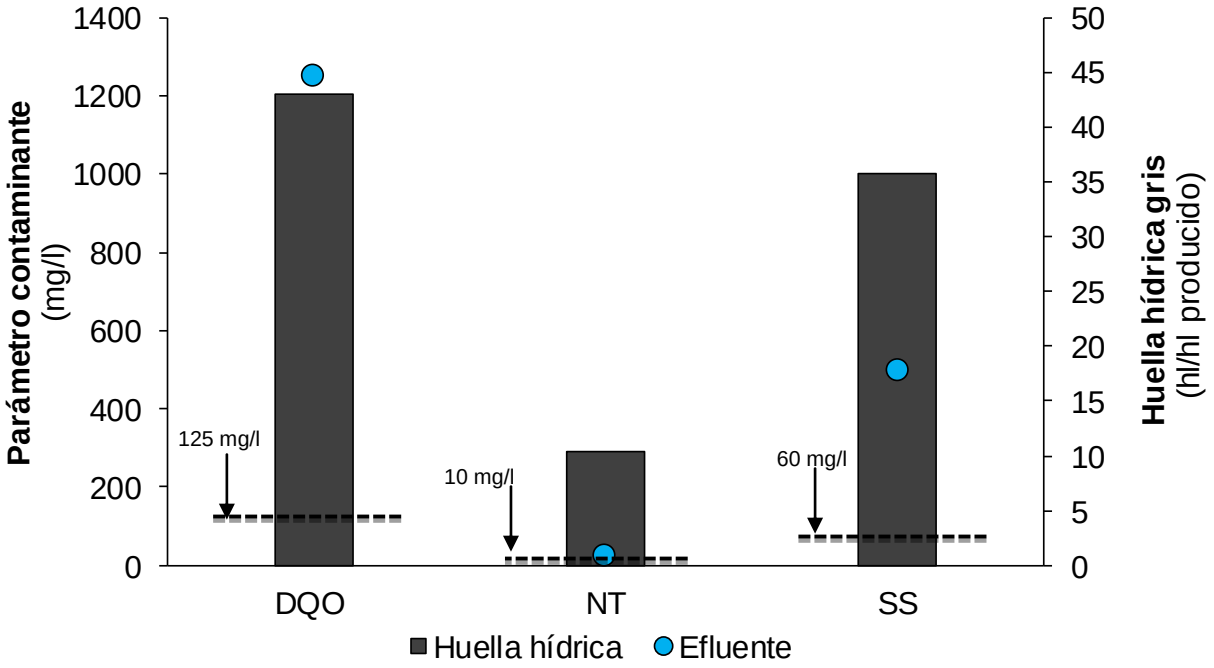


Figura 2. Valores de concentración medidos en el efluente (círculo azul) y su huella hídrica gris (barras grises) para los tres contaminantes considerados: demanda química de oxígeno (*DQO*), nitrógeno total (*NT*) y sólidos suspendidos (*SS*). Las líneas discontinuas negras indican el valor de concentración límite admisible establecido por legislación para cada parámetro.

Para diluir la carga de *DQO* y dejar el efluente en condiciones óptimas para su vertido, se requiere cerca de 43 hl de agua dulce/hl de cerveza producida (Figura 2). Este valor representa aproximadamente un 700% de excedente del agua necesaria para la fabricación del producto (6 hl/hl de cerveza producida). Por lo tanto, para evitar el uso excesivo del recurso hídrico, se debería analizar en detalle la técnica de tratamiento más adecuada para que el valor de *DQO* en el efluente sea lo más próximo al valor establecido por legislación. Sin embargo, esta situación debe ser sin dejar de lado particularmente a los sólidos suspendidos, que también ocasionan una *HHg* elevada (35 hl/hl de cerveza producida, Figura 2).

Alternativas de disminución de la contaminación y mejora del *ICA*

Se plantearon una serie de alternativas que permitirían mejorar el valor del *ICA* y así minimizar el impacto del efluente de la industria cervecera sobre el cuerpo acuático receptor.

Para obtener una calidad excelente (situación totalmente utópica) cercana a 100%, se debería proponer un 91% de disminución del valor de *DQO* (Alternativa 1, Tabla 3). Una disminución del 90% tanto de *DQO* como de *SS*, y un 70% de remoción de *NT*, produciría un 270% de aumento del *ICA* (Alternativa 2, Tabla 3) dando un valor de 84,5 (calidad buena, Tabla 2), situación un poco más factible de alcanzar.

Si se redujera en un 80% el valor de *DQO* manteniendo los otros parámetros en los mismos porcentajes de disminución (Alternativa 3, Tabla 3), se lograría una reducción del 25% en el valor del *ICA* obtenido para la alternativa 2. También se puede observar que si se aumenta el porcentaje de eliminación de *NT* en un 80% (Alternativa 4), el *ICA* no variaría. Esto muestra que este parámetro con porcentajes de disminución superiores al 70%, no influye fuertemente en la mejora de la calidad.

Si se disminuyera en un 80% el valor de los *SS* (Alternativa 5, Tabla 3) se obtendría una calidad marginal del efluente en condiciones desfavorables para su desecho (Tabla 3).

Tabla 3. Índice de calidad canadiense (*ICA*) y calidad del efluente teniendo en cuenta diferentes alternativas de porcentajes de disminución de concentración de los parámetros de calidad medidos: demanda química de oxígeno (*DQO*), sólidos suspendidos (*SS*) y nitrógeno total (*NT*)

Parámetro medido (en mg/l)	Alternativas				
	1	2	3	4	5
	Porcentaje de disminución (%)				
DQO	91	90	80	80	90
SS	90	90	90	90	80
NT	70	70	70	80	70
ICA	100	84,5	76,5	76,5	63,8
Calidad	Excelente	Buena	Justa	Justa	Marginal

La calidad del efluente pasaría de excelente a buena al reducir solamente un 1% la disminución de *DQO* (Alternativa 1 – Alternativa 2). Esto demuestra que, en consonancia con lo visto para la *HHg*, la *DQO* es muy importante en el análisis de la calidad del efluente de la industria cervecera. Asimismo, la necesidad de llevar a cabo una gran reducción en los valores *SS*, estaría indicando que éste también es un parámetro que debería tenerse en cuenta al momento de seleccionar la tecnología más adecuada para el tratamiento de los efluentes de la industria cervecera.

Finalmente, a modo de propuesta tentativa, para disminuir la *DQO* y los *SS*, podría utilizarse un tratamiento aeróbico con microorganismos o agentes floculantes para lograr la sedimentación de los sólidos y su posterior separación mediante decantación y filtración. A su vez, una combinación con un tratamiento anaeróbico permitirá la conversión de los compuestos

orgánicos en biogás (reducción de *DQO*) que puede utilizarse como combustible (Olajire, 2020). La elección de los métodos dependerá de muchos factores que deben analizarse (incluyendo los costos) y de la capacidad que tenga la industria para llevar a cabo los cambios pertinentes.

CONCLUSIONES

La aplicación y análisis de los indicadores *ICA* y *HHg* sirvieron para visualizar las características del efluente de la industria cervecera y favorecer a la selección de tecnologías de tratamiento adecuadas para mitigar el impacto del vertido en los cuerpos acuáticos receptores. El estudio detallado de los beneficios y contras (% de disminución de contaminantes, costos, recursos humanos, consumo de agua, obtención de subproductos con valor agregado, factibilidad, etc.) de las diferentes tecnologías de tratamiento permitirá la correcta elección del método.

REFERENCIAS

Agronegocios, 2020. La pandemia del coronavirus le pega fuerte a la demanda por cerveza en el mundo. https://www.agronegocios.co/aprenda/la-pandemia-del-coronavirus-le-pega-fuerte-a-la-demanda-por-cerveza-en-el-mundo-3005965. Último acceso: 24/09/2020.

Alimentos argentinos, 2012. El Mercado de la cerveza. http://www.alimentosargentinos.gob.ar/contenido/sectores/bebidas/Informes/Cerveza_02_2011_05May.pdf. Último acceso: 24/09/2020.

Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2012. Núcleo Socio-Productivo Estratégico: Recursos Hídricos. Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación productiva. http://www.argentinainnovadora2020.mincyt.gob.ar/wp-content/uploads/2013/03/Recursos-hidricos2016.pdf.

Aylward B., Seely H., Hartwell R., Dengel J., 2010. The economic value of water for agricultural, domestic and industrial uses: a global compilation of economic studies and market prices. Report prepared for FAO, USA.

Brito A.G. et al., 2007. Brewery and Winery Wastewater Treatment: Some Focal Points of Design and Operation. In: Oreopoulou V., Russ W. (eds) Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-0-387-35766-9_7

CAA, *Código Alimentario Argentino*, 2010. Capítulo XIII-bebidas fermentadas. Articulo 1080.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001. Water Quality Index 1.0 User's Manual. Online: http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqi_usermanualfctsht_e.pdf. Último acceso: 24/09/2020.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014. Calculators-Water Quality index 2.0. Disponible en: https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/calculators.html. Último acceso: 24/09/2020

Ercin A.E., Hoekstra A.Y., 2014. Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. Environ. Int. Vol. 64: p. 71-82.

FAO, Food and agriculture organization of the United Nations, 2015. Towards a water and food secure future. Critical Perspectives for Policy-makers. Marsella, Roma.

Hoekstra, A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M., Mekonnen M.M., 2011. The Water Footprint Assessment Manual, Setting the Global Standard. Earthscan. London, Washington DC, 199 p.

Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q., 2002 Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Delft, The Netherlands, Value of Water Research Report Series No. 11, UNESCO-IHE, Institute for Water Education, Delft, The Netherlands.

Ley 7017, 1998. Código de Aguas de la Provincia de Salta. Disponible en: http://boletinoficialsalta.gob.ar/VersionImprimibleLeyes.php?nro_ley2=7017

Olajire A., 2020. The brewing industry and environmental challenges. Journal of Cleaner Production. Vol. 30. Doi: 10.1016/j.jclepro.2012.03.003

Suher C. Y., Almarza J., Pedrique F., Cárdenas C. y Herrera, L., 2009. Optimización del proceso de tratamiento de aguas residuales de una industria cervecera. Interciencia, 34(11), 764-770.

UNESCO, 2003. Primer Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo.

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA SOBRE LOS CULTIVOS EN LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO COLORADO

Dunel Guerra LG[1]; Vallese FD[2]; Safe YL[2]; Trillini M[2]; Pistonesi MF[2]; Vanzolini J[1]; Pierini JO[3]

[1]EEA INTA Hilario Ascasubi, Ruta 3 km 794, (8142) Hilario Ascasubi, Argentina.
[2]INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Av. Alem 1253, (8000) Bahía Blanca, Argentina.
[3]Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), IADO (UNS-CONICET).
dunel.luciana@inta.gob.ar

RESUMEN

La cantidad y calidad del agua disponible en la cuenca regulada del río Colorado tiene un impacto considerable en el rendimiento potencial de los principales cultivos que se desarrollan en el Valle Bonaerense del Río Colorado (VBRC). Es una región bajo riego complementario enclavada en un régimen semiárido, donde las precipitaciones apenas superan los 500 mm anuales. Este trabajo pretende caracterizar el agua en la cuenca baja del río y evaluar su influencia teórica sobre los rindes de los cultivos producidos en el valle durante la temporada 2018-2019. Se analizaron y categorizaron parámetros fisicoquímicos: Sólidos Disueltos Totales (SDT), pH, Conductividad Eléctrica (CE), Calcio (Ca^{++}), Magnesio (Mg^{++}), Sodio (Na^{+}), Potasio (K^{+}), Carbonatos ($CO_3^{=}$), Bicarbonatos (HCO_3^{-}), Cloruros (Cl^{-}), Sulfatos ($SO_4^{=}$) y Relación de Adsorción de Sodio ajustado (RAS(aj)), en 31 muestras de agua entre agosto de 2017 y febrero de 2020. Se aplicó un análisis estadístico al conjunto de datos. El agua del río Colorado presenta restricciones para su uso en riego en las variables salinidad y toxicidad de iones específicos como Na^{+} y Cl^{-}. En la temporada 2018-2019, si el resto de las variables agronómicas hubiesen sido ideales, las pérdidas teóricas de rendimiento adjudicables a la calidad del agua serían equivalentes a: 5.113 ton en maíz, 31 ton en alfalfa, 82.935 ton en cebolla, 63 ton en papa y 126 ton en zanahoria. Es necesario continuar monitoreando la calidad del agua del río Colorado para riego en el VBRC, abogando por la salud de los suelos, la economía del sector y la sustentabilidad del sistema.

Palabras clave: Calidad del agua; Agua de riego; Salinidad; Rendimiento de los cultivos.

ABSTRACT

The quantity and quality of the available water in the Colorado River regulated basin has a considerable impact on the potential yield of the main crops grown in the region of Valle Bonaerense del Río Colorado (VBRC). It's a region under supplementary irrigation located in an area with semi-arid characteristics, where the rainfall barely exceeds 500 mm a year. This article intends to characterize the water in the lower basin of the river and assess its theoretical influence on the yield of the crops grown in the valley during the 2018-2019 season. Physicochemical parameters of 31 water samples got between August 2017 and February 2020 were analyzed and categorized: Total Dissolved Solids (TDS), pH, Electrical Conductivity (EC), Calcium (Ca^{++}), Magnesium (Mg^{++}), Sodium (Na^{+}), Potassium (K^{+}), Carbonates ($CO_3^{=}$), Bicarbonates (HCO_3^{-}), Chlorides (Cl^{-}) Sulfates ($SO_4^{=}$) and Adjusted Sodium Adsorption Ratio (SARadj). The dataset was statistically analyzed. The Colorado River water presents some restrictions for its use in irrigation in salinity and toxicity variables of specific ions such as Na^{+} and Cl^{-}. In the 2018-2019 season, if the rest of the agronomic variables had been ideal, the yield theoretical losses attributable to water would be equivalent to 5.113 ton in corn, 31 ton in alfalfa, 82.935 ton in onions, 63 ton in potatoes and 126 ton in carrots. It is necessary to continue monitoring the quality of Colorado River

irrigating water in the VBRC, advocating for soil health, sector economics and system sustainability.

Key words: Water quality; Irrigation water; Salinity; Crop yield.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de la historia, el riego ha desempeñado un papel clave en la alimentación de la población mundial y se espera que despliegue un rol aún más relevante en el futuro. Sin embargo, es posible que el suministro de agua de riego de buena calidad disminuya en varias regiones debido al aumento de la competencia municipal, industrial y agrícola.

El río Colorado conformado por la confluencia de los ríos Grande y Barrancas, recorre 922 km desde su origen, atravesando las provincias de Mendoza, Neuquén, Río Negro, La Pampa y Buenos Aires, desaguando finalmente en el Océano Atlántico. Su cuenca genera una descarga anual de 4.380 hm^3, ocupando una superficie total de 47.459 km^2. El Embalse Casa de Piedra (La Pampa), desde su construcción en 1.996, a 367 km del nacimiento del río, actúa como regulador de la cuenca, proporcionado agua a poblaciones y generando además energía hidroeléctrica. La provincia de Buenos Aires es la que hace mayor aprovechamiento del recurso (62% del volumen total), principalmente destinado al desarrollo de actividades productivas (Robein, 2017).

El VBRC, es una región bajo riego complementario enclavada en un régimen semiárido, donde las precipitaciones apenas superan los 500 mm anuales. Éstas, además, se caracterizan por su irregularidad, tanto en los milimetrajes acumulados anualmente como en su distribución. Por este motivo, la gran mayoría de los cultivos del VBRC requieren de aportes de agua de riego para completar su ciclo.

El sistema de concesión de agua de riego es administrado por la Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO Río Colorado)[1] y provee de un recurso de vital importancia para la región, siendo sus aguas utilizadas principalmente en irrigación, bebida del ganado, usos industriales y el abastecimiento de agua potable de poblaciones cercanas.

Históricamente, el caudal de agua que ingresó a la provincia de Buenos Aires permitió regar cerca de 140.000 ha. Sin embargo, desde hace aproximadamente una década, el nivel de agua en Casa de Piedra se redujo, debido al descenso de las precipitaciones níveas en la cordillera, posiblemente por efecto del Cambio Climático (Sánchez & Dunel Guerra, 2017). De este modo, durante la campaña 2018/2019, la superficie irrigada descendió a 108.678 ha como consecuencia de la crisis hídrica y a la sucesiva migración de los productores hacia otras zonas, en busca de condiciones más favorables de producción. El promedio histórico de Caudal (1940-2013) alcanza los 148 $m^3 s^{-1}$, mientras que el obtenido durante el período en estudio (2017-2020) apenas alcanzó a los 58 $m^3 s^{-1}$ (CORFO Río Colorado).

Sumado al problema de la escasez de agua, la reducción del caudal incide en el aumento de la salinidad de la misma, lo cual hace peligrar la sustentabilidad del sistema (Robein, 2017). El uso de agua de riego de mala calidad, puede desencadenar procesos de degradación físico-química del suelo (Torres Duggan *et al.*, 2017) y/o pérdida de rendimiento de los cultivos. Según un estudio desarrollado por el INTA Hilario Ascasubi y la FAO, de las 127.160 ha efectivamente regadas en el VBRC, el 17% (22.500 ha) presentaron algún grado de afectación por sales, ya sea en una condición leve, moderada o grave, lo cual se traduce

[1] Dependiente del Ministerio de Desarrollo Agrario de la provincia de Buenos Aires (MDA PBA).

en un menor aprovechamiento del recurso suelo y una disminución en la producción de alimentos (Sánchez & Dunel Guerra, 2017).

Asimismo, los cultivos bajo riego presentan diferentes niveles de sensibilidad a la salinidad, definiendo Ayers & Westcot (1987) el concepto de tolerancia relativa para comparar y seleccionar cultivos; además de establecer directrices que permiten clasificar en categorías de acuerdo a su grado de restricción de uso y en relación a ciertos problemas potenciales.

De acuerdo al Banco de datos socioeconómicos de la zona de CORFO (UNS, 2019), en la campaña 2018/2019, se destinaron 202.526 ha a cultivos agrícolas. La totalidad de la superficie productiva regada (108.678 ha) se basó en pasturas (alfalfa, festuca y agropiro, 61.653 ha); cereales (maíz, cebada, girasol y trigo, 37.318 ha), y hortalizas (9.708 ha) con predominancia de la cebolla, encontrándose muy por debajo el zapallo, papa y ajo.

La evaluación exhaustiva de la hidroquímica del agua del río Colorado, a lo largo del ciclo de riego y su influencia sobre los principales cultivos de la región, puede aportar a la identificación de posibles pérdidas y la proposición de diferentes estrategias de manejo y/o cambios en la producción a largo plazo. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del agua de riego en la cuenca baja del río Colorado y estimar su influencia sobre la productividad de los cultivos desarrollados en el VBRC.

MATERIALES Y MÉTODOS

El plan de muestreo se estableció con el fin de contar con la información y variabilidad necesaria sobre la matriz a analizar. Las muestras de agua fueron extraídas con frecuencia mensual entre agosto 2017 y febrero 2020, (tiempo en el cual se comprenden tres períodos de riego) en la Estación de Aforo Paso Alsina (EAPA), un lugar estratégico situado en el ingreso al VBRC (39°25'28.00" S 63°06'06.00" O) (Figura 1).

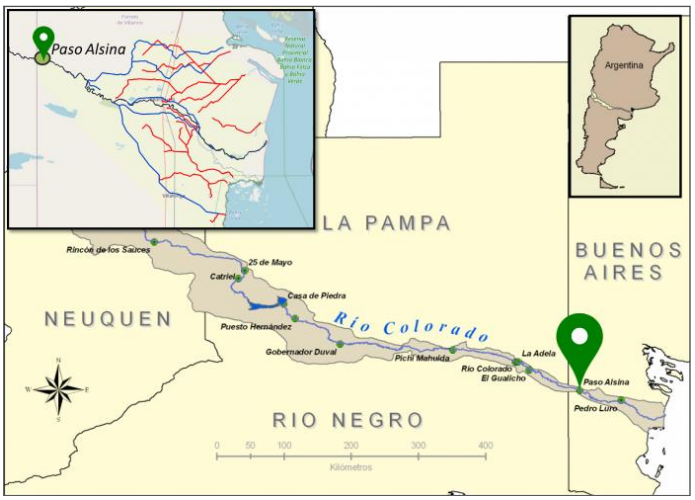


Figura 1. Ubicación EAPA, Buenos Aires

El muestreo se efectuó de acuerdo a los lineamientos generales propuestos por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998). Las 31 muestras de agua fueron envasadas por duplicado en bidones de polietileno de 500 mL de capacidad. Inmediatamente después de la extracción, se almacenaron y preservaron bajo refrigeración a 4°C ± 2°C. Las mediciones de algunos parámetros in situ, como temperatura, precipitaciones y Caudal, se llevaron a cabo mediante el uso de un termómetro digital comercial, un pluviómetro estándar y un molinete SIAP respectivamente.

Los análisis fueron llevados a cabo en el Laboratorio de Suelo y Agua de la Estación Experimental Agropecuaria del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Hilario Ascasubi. Éstos se desarrollaron bajo los protocolos consensuados por la Red de Laboratorios de Suelo, Agua y Material Vegetal del INTA (RILSAV), basados en los propuestos por el Standard methods for the examination of water and wastewater, 22 th Edition. Washington D.F.OMS. Los parámetros analizados incluyeron: SDT, pH, CE, Ca^{++}, Mg^{++}, Na^{+}, K^{+}, $CO_3^{=}$, HCO_3^{-}, Cl^{-}, $SO_4^{=}$ y RAS(aj).

Se utilizó el Software Qualigraf 2017 con el objetivo de evaluar los iones dominantes, y establecer el análisis de calidad. Además de determinar si la misma excede los niveles establecidos para la salud del ecosistema, es importante comprender si sus componentes varían con el tiempo. Para evaluar si las tendencias a largo plazo pueden verse afectadas por la cantidad o la estacionalidad de los datos, se explora su relación mediante una serie de análisis estadísticos.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

La Figura 2 presenta el hidrograma correspondiente al período de estudio en EAPA. En general, la mayor ocurrencia de precipitaciones se registró en primavera-verano, siendo los niveles acumulados fluctuantes para cada año (534 mm en 2018 y 344 mm en 2019), según datos provistos por INTA Hilario Ascasubi.

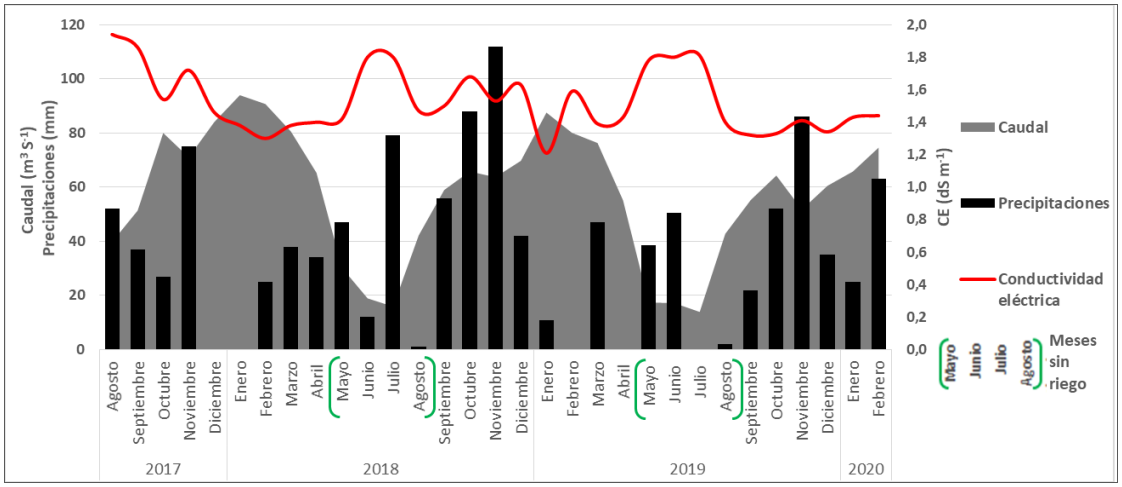


Figura 2. Relación entre las variables: Caudal, precipitaciones y CE.

El régimen estacional del caudal se debe a la regulación que cumple el Embalse Casa de Piedra aguas arriba. Las crecientes máximas se presentan en la época estival, momento de mayor requerimiento hídrico de los cultivos, exponiendo en promedio 58 m^3 s^{-1} durante el período de estudio. Cabe mencionar que la cantidad de agua que circula por unidad de tiempo en el sistema, tuvo una reducción mayor al 60% durante este período en relación a los valores históricos.

La concentración salina del agua, determinada a través de la CE, mostró mínimas de 1,21 dS m^{-1} y máximas de 1,94 dS m^{-1}. La tendencia observada muestra un aumento de la CE durante el período de corte del agua (otoño-invierno) y una disminución en la temporada de riego (primavero-estival). Como se aprecia en la Figura 2, la concentración salina es inversa al Caudal erogado, es decir que, a menor entrega de agua, se presentan mayores valores de CE.

Hidroquímica del agua

Los valores obtenidos para cada uno de los parámetros evaluados, permite caracterizar el agua que ingresa a la provincia de Buenos Aires a través del río Colorado, como así también clasificarla de acuerdo a los diferentes usos. La Tabla 1 expone los valores estadísticos de los iones mayoritarios, SDT y RAS(aj).

Tabla 1. Valores estadísticos para algunos parámetros cuantificados en EAPA.

Parámetro	Promedio	Desv. Estándar	Coef. de variación	Valor máx.	Valor mín.	Mediana	Curtosis	Sesgo
Na^{+}	166	26	0,155	227	119	162	0,107	0,602
K^{+}	4	1	0,143	6	3	4	2,049	0,822
Ca^{++}	133	17	0,129	168	89	137	0,786	-0,632
Mg^{++}	22	8	0,360	42	9	19	0,964	0,919
Cl^{-}	226	33	0,148	307	171	217	-0,181	0,594
$CO_3^{=}$	17	10	0,570	24	n/d	17	----	-----
HCO_3^{-}	116	16	0,139	143	69	114	0,958	-0,619
$SO_4^{=}$	307	79	0,257	415	83	333	0,694	-1,011
SDT	993	104	0,105	1200	800	1000	0,267	0,434
RAS(aj)	3,97	0,60	0,150	5,44	2,95	3,74	0,060	0,661

Durante las 31 campañas evaluadas, solo 2 presentaron $CO_3^{=}$. Este parámetro generalmente no es detectable (n/d) en estas aguas debido a su valor de pH. Por otra parte, se aprecia un orden cuantitativo de los cationes: $Na^{+} + K^{+} > Ca^{++} > Mg^{++}$, mientras que en lo que respecta a los aniones se encuentran $SO_4^{=} > Cl^{-} > HCO_3^{-} + CO_3^{=}$, secuencia que también ha quedado representada en los diagramas de Stiff y Schoeller-Barkalof, propuestos por el software Qualigraf. El análisis de Piper indica que las aguas se clasifican dentro de la familia sulfatada y/o clorurada cálcica o sódica.

Esta heterogeneidad posiblemente sea causada por la regulación del caudal y las precipitaciones ocurridas a lo largo del cauce, generando un cambio significativo entre los diferentes procesos hidrogeoquímicos (Robein, 2017). Los valores máximos se encuentran asociados a meses en los cuales no se riega (Tabla 1).

La Figura 3 evidencia la dispersión de ciertos iones con respecto a la mediana, mayormente en el caso de los aniones $SO_4^{=}$ y Cl^{-}. Debido a la baja concentración de los iones K^{+} y $CO_3^{=}$, los mismos no se tuvieron en cuenta en el gráfico de cajas.

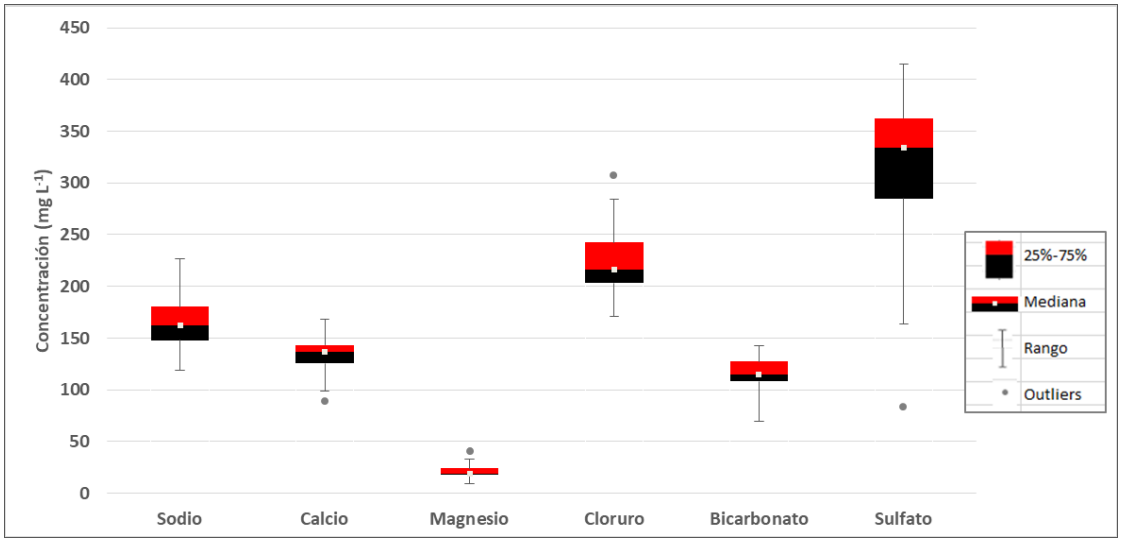


Figura 3. Dispersión de aniones y cationes con respecto a la media.

Como mencionó Robein (2017), en general los $SO_4^{=}$ superan la concentración de Cl^{-}. Situación que se revierte en ciertos momentos del año, en general coincidente con el período estival y en septiembre de 2017 (Figura 4). Los iones Cl^{-} y Na^{+} tienen estrecha relación, siguiendo un mismo patrón de comportamiento.

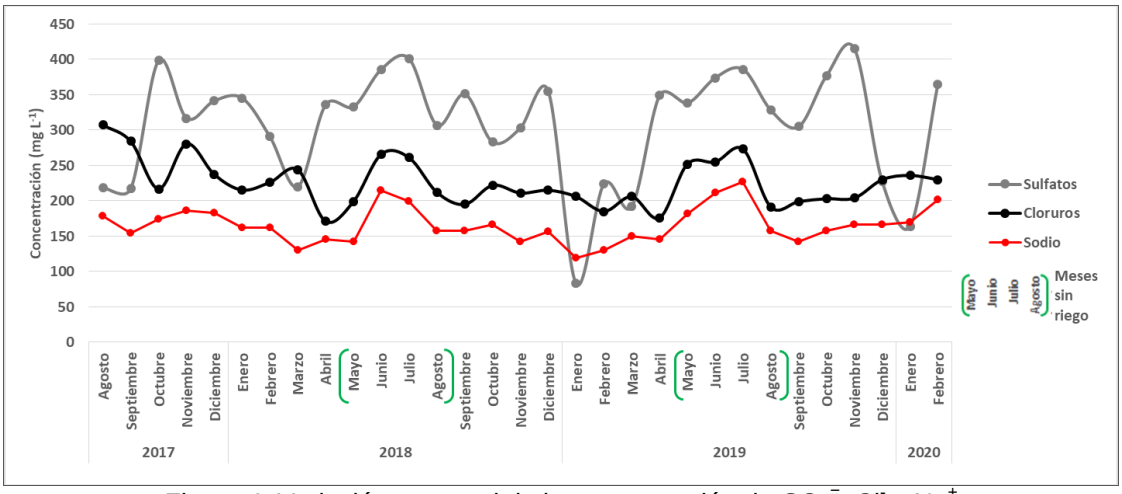


Figura 4. Variación temporal de la concentración de $SO_4^{=}$, Cl^- y Na^+.

Aptitud del agua para riego

Los valores obtenidos para cada uno de los parámetros evaluados a lo largo de las 31 campañas, permite caracterizar el agua que ingresa a la provincia de Buenos Aires a través del río Colorado, como así también clasificarla de acuerdo a su uso en riego.

La **salinidad** afecta la disponibilidad del agua para los cultivos. Para evaluarla se consideraron los SDT y la CE, los cuales se encontraron en estrecha relación, siendo medidas equivalentes. En el período bajo estudio, la concentración de SDT estuvo comprendida entre 800 y 1200 mg L^{-1}, correspondiendo los mínimos valores a los máximos caudales (período estival y época de mayor consumo de agua por parte de los cultivos). Sin embargo, se trata en todos los casos de un agua salobre (CONAMA 357/2005). De acuerdo a las directrices propuestas por Ayers & Westcot (1985) para la salinidad, se trata de un agua con limitaciones para su uso en riego. En referencia al riego por goteo, Nakayama (1982) indica un grado de restricción de uso moderado, por el peligro potencial de oclusión de los sistemas de goteo.

Para determinar el grado de peligrosidad del agua debido a la variable **infiltración**, se relacionaron los parámetros CE y RAS (Ayers & Westcot, 1985). La misma refiere al efecto del agua sobre las propiedades hidráulicas de los suelos. Cuando el contenido de Ca es bajo, el Na y el Mg reducen la velocidad de infiltración del agua en el suelo al causar dispersión de las partículas finas de arcilla, las cuales ocluyen macro y micro poros generando el bajo suministro de agua disponible para las plantas. Al contemplar la RAS(aj) (Suárez, 1981) en lugar del RAS, la cual considera la dinámica del Ca^{++} y los HCO_3^- en la solución del suelo después de un riego y los consecuentes procesos de precipitación y/o dilución que puedan presentarse, la peligrosidad para esta problemática aumenta. A pesar de ello, siendo que la RAS(aj) presentó valores en el orden de 2,95 a 5,44 unidades, podemos inferir que se trata de un agua sin restricciones de uso para todo el período analizado (Figura 5).

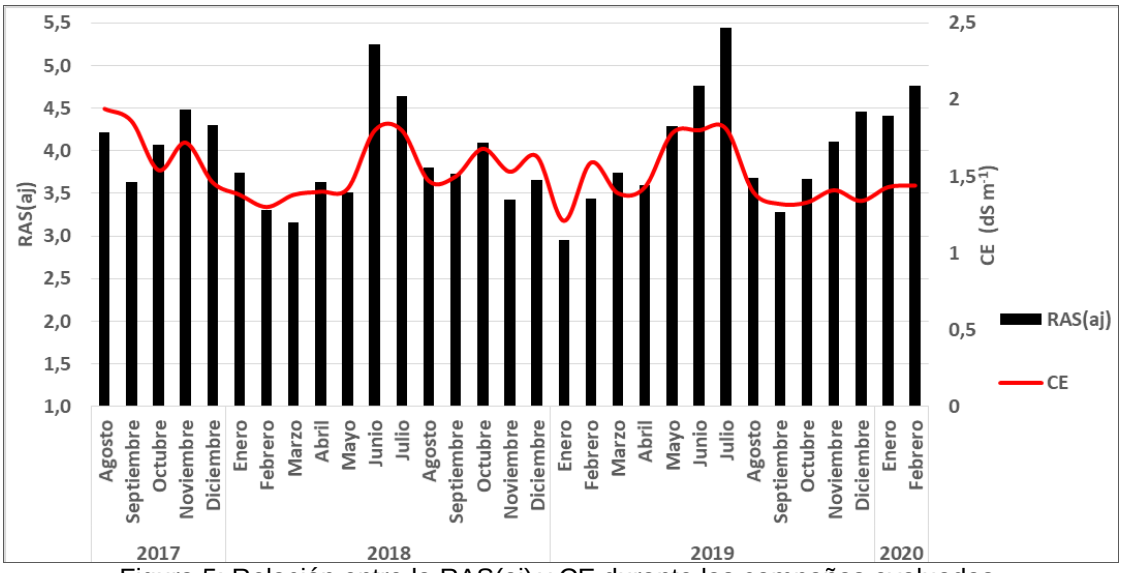


Figura 5: Relación entre la RAS(aj) y CE durante las campañas evaluadas.

El sistema propuesto por el Laboratorio de Salinidad del USDA en el Manual N°60 (Richards, 1954), subordina las aguas de acuerdo al riesgo para la salinización o alcalización del suelo. Bajo esta clasificación, el agua del río Colorado pertenece a la clase C3 S1, es decir *"agua de salinidad alta que puede utilizarse para el riego en suelos con buen drenaje, empleando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y utilizando cultivos tolerantes a la salinidad" y "agua con bajo contenido en sodio, apta para el riego en la mayoría de los casos, pero que pueden presentar problemas con cultivos muy sensibles al sodio"*. Solo en algunas campañas (junio/julio de 2018 y 2019) el riesgo por Na^+ cambia a la categoría S2, lo cual no tendría influencia negativa sobre los suelos o cultivos debido a que se trata de meses en los que no se entrega agua.

De acuerdo a Ayers & Westcot (1985), el agua del río Colorado presentó ligera a mediana restricción de uso en cuanto a la **toxicidad de iones** como Na^+ y Cl^-, ya sea para riego superficial o aspersión (Figura 4). Los problemas de toxicidad se producen cuando estos iones son absorbidos y acumulados por el cultivo, en niveles suficientemente altos como para dañarlos o reducir los rendimientos. El grado de daño dependerá del método de riego y la sensibilidad del cultivo.

FAO (1976) presenta la tolerancia relativa de los cultivos al Na^+ intercambiable del suelo, a partir del valor de Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI). De los cultivos desarrollados en el VBRC, el maíz es el más sensible, tolerando hasta 15 PSI. Lo preceden zanahoria, festuca, cebolla, sorgo y trigo, soportando 15-40 PSI. La alfalfa y cebada toleran PSI mayores a 40, sin embargo, a estos niveles pueden presentarse otras limitantes de degradación de suelos. Se hace necesario en este sentido, monitorear lo que ocurre en los suelos a partir del análisis de Na^+ intercambiable, teniendo una mirada integral en la relación agua-suelo-cultivos.

Al considerar el riego por aspersión, la toxicidad de Cl^- y Na^+ comienza a causar lesiones foliares a concentraciones relativamente bajas (> 3 meq L^{-1}) para cultivos sensibles. Los valores máximos durante el período de riego resultaron 8,7 meq L^{-1} en Cl^- y 8,8 meq L^{-1} en Na^+. De acuerdo a Mass (1984) y analizando los cultivos producidos en el VBRC (semitolerantes) alfalfa, cebada, maíz y sorgo podrían presentar lesiones foliares a partir de 10 meq L^{-1}. Por lo tanto, no resultaría riesgoso utilizar aspersión con el agua del río Colorado.

Los valores de **pH** oscilan entre 7,8 y 8,6 unidades (Tabla 1). Estos resultados, en general tendientes a la alcalinidad, pueden incidir en la disponibilidad de los nutrientes para los cultivos, resultando en deficiencias. Considerando el riego por goteo, el grado de restricción de uso es severo (Nakayama, 1982) debido al peligro potencial de oclusión de los sistemas de conducción.

Tolerancia de los cultivos a las sales

Las plantas no responden a la salinidad de manera similar. Contemplando los cultivos producidos en el VBRC, se puede inferir el siguiente orden de tolerancia a partir del cual se restringe su rendimiento potencial: pasturas > cereales > hortalizas (Figura 6).

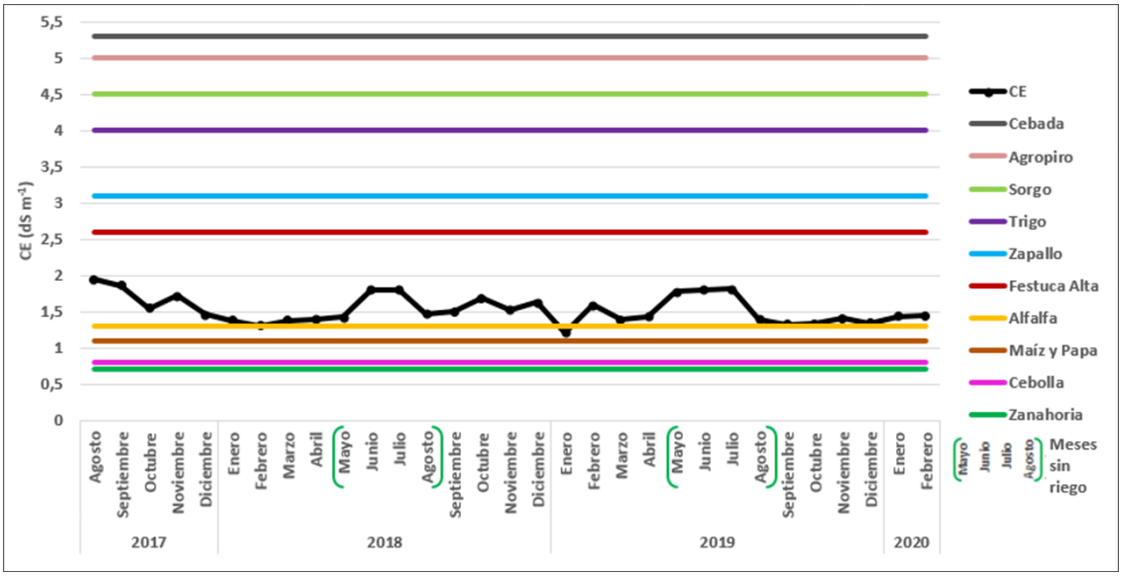


Figura 6. Valor umbral de salinidad para cultivos producidos en el VBRC en relación a la CE medida durante los meses de estudio.

Siguiendo la clasificación propuesta por Mass (1984), para aquellos cultivos que presentan mayores umbrales de tolerancia (festuca alta, zapallo, trigo, sorgo, agropiro y cebada), cuando el suelo no presente problemas de salinización de base, el agua de riego no sería una limitante (Figura 6). En cambio, ciertos cultivos producidos a gran escala en el VBRC (alfalfa, maíz, papa, cebolla y zanahoria), presentan alta sensibilidad relativa a las sales, con importantes pérdidas de rendimiento debido a esta causa (Tabla 2).

Tabla 2. Reducción teórica en el potencial de rendimiento para los cultivos del VBRC.

Cultivos bajo influencia de la salinidad (FAO)		Reducción de rendimiento según CE (dS m^{-1})				Estimación de pérdida en el rendimiento (%)	Estimación pérdida de sup. sembrada (ha)	Estimación pérdida de producción (ton)
		0%	10%	25%	50%			
Cereales	Trigo	4,0	4,9	6,3	8,7	-		
	Maíz	1,1	1,7	2,5	3,9	6,2	873	5.113
	Cebada	5,3	6,7	8,7	12,0	-		
	Sorgo	4,5	5,0	5,6	6,7	-		
Pasturas	Alfalfa	1,3	2,2	3,6	5,9	1,9	591	31
	Festuca Alta	2,6	3,6	5,2	7,8	-		
	Agropiro	5,0	6,6	9,0	13,0	-		
Hortícolas	Cebolla	0,8	1,2	1,8	2,9	16,8	1.876	82.935
	Papa	1,1	1,7	2,5	3,9	6,2	3	63
	Zanahoria	0,7	1,1	1,9	3,0	16,9	6	126
	Zapallo	3,1	3,8	4,9	6,7	-		

Adaptado de Maas y Hoffman (1977) y Mass (1984). Los cálculos fueron realizados en base a una CE promedio de 1,5 dS m^{-1} para la temporada de riego 2018-2019.

Si considerásemos el cultivo de cebolla, dada su relevancia en el ámbito del VBRC, sería esperable una importante reducción teórica de rendimiento. Según Ayers & Westcot (1985), la misma alcanzaría valores que superan el 17%, siempre que el resto de las variables agronómicas hayan sido ideales. Esto equivale a una pérdida de producción cercana a 83.000 ton en la campaña bajo estudio (Tabla 2).

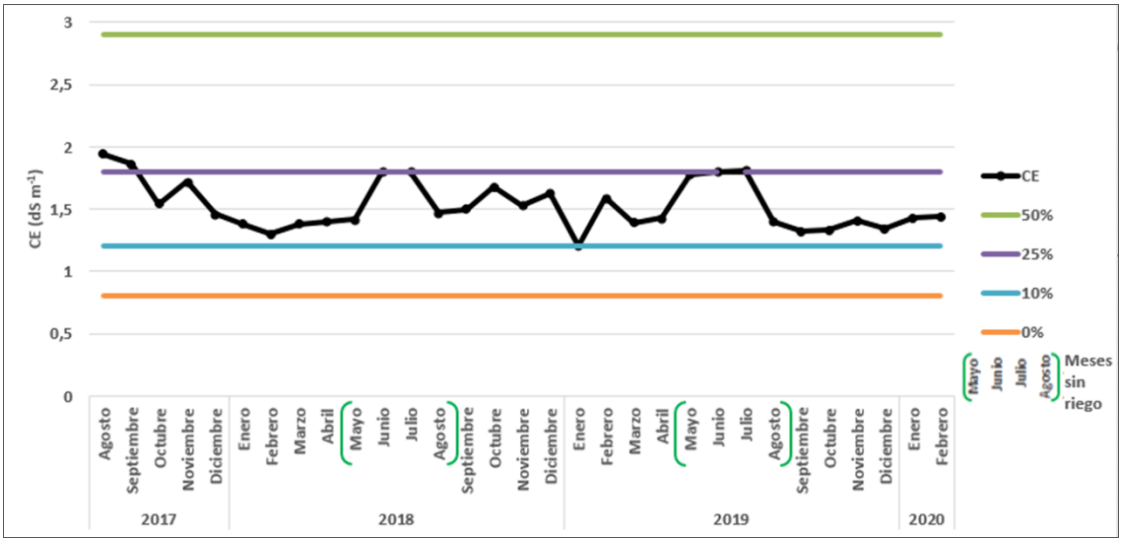


Figura 7. Estimación de pérdida en el rendimiento de acuerdo la concentración salina del agua para el cultivo de cebolla (Ayers & Westcot, 1985).

CONCLUSIONES

La calidad del agua durante el período de estudio no afectaría las propiedades hidráulicas de los suelos. Sin embargo, existen restricciones de uso del agua en riego dada su salinidad, pudiendo afectar su disponibilidad para los cultivos, especialmente alfalfa, maíz, papa, cebolla y zanahoria. Al evaluar la RAS(aj) en lugar de la RAS, aumentó la peligrosidad de uso del agua en lo que a la variable infiltración respecta. Se sugiere contemplar este indicador para futuros estudios.

El agua que ingresa al VBRC se clasifica dentro de la familia sulfatada y/o clorurada cálcica o sódica. Considerando la variable salinidad, se estimó una pérdida de rendimiento para la campaña 2018/2019 de: 5.113 ton en maíz, 31 ton en alfalfa, 82.935 ton de cebolla, 63 ton en papa y 126 ton en zanahoria.

De mantenerse la tendencia de aumento de la CE del agua del río, se recomienda inclinar las producciones hacia cultivos de mayor tolerancia o cambiar a métodos de riego que se adecuen al agua disponible en cantidad y calidad, más aún en el caso de hortalizas.

Los métodos de riego presurizados son compatibles con las características que presentó el agua del río Colorado. En riego localizado, se deben controlar los SDT y el pH. Contrariamente en el riego por aspersión deben monitorearse la concentración de los iones Na^+ y Cl^-. En caso de aplicar riego gravitacional, las recomendaciones son: realizar una correcta nivelación de los lotes, emplear un exceso en los volúmenes de agua para lavado y mantener los desagües limpios y profundos, para evitar acumulación de sales en el perfil del suelo. Asimismo, aumentar la frecuencia de aplicación de agua, para evitar el impacto que la salinidad genera sobre los cultivos y aliviar el estrés hídrico.

Es necesario continuar monitoreando la aptitud del agua para riego, a fin de analizar tendencias y predecir limitantes de uso, abogando por la salud de los suelos, la economía del sector y la sustentabilidad del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WEF. 1999, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed.Ayers RS & DW Westcot, 1985. Water quality for agriculture. FAO irrigation and Drainage paper 29, FAO, Roma, 156p.

Banco de datos socioeconómicos de la zona de CORFO-río Colorado. Estimación del producto bruto

Estudio del potencial de ampliación del riego en Argentina, FAO, 2015. UTF/ARG/017/ARG Desarrollo Institucional para la Inversión - ISBN 978-92-5-308995-6.

FAO, 1976ª. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage. Paper 29, Roma.

Mass E. 1984. Salt tolerance of plants. In: The Handbook of Plant Science in Agriculture. B.R. Christie (ed). CRC Press, Boca Raton, Florida.

Mass E & GJ Hoffman. 1977. Crop salt tolerance - current assessment. J. Irrig. and Drainage Div., ASCE 103(IR2):115-134.

Nakayama FS. 1982. Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging. Proc. Irrigation Association Conference, 21-24 February 1982.Portland, Oregon.

Richards LA. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agricultural hand book 60. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C., 160 p.

Robein YN. 2017. Caracterización hidroquímica de la zona inferior del Valle Bonaerense del río Colorado. Tesina para acceder al título de grado de la Lic. En Química. Universidad Nacional del Sur (UNS). Argentina.

Sánchez, RM; LG Dunel Guerra & M Scherger, 2015. Evaluación de las áreas bajo Riego afectadas por salinidad y/o sodicidad en Argentina. FAO-INTA.

Sánchez RM. & **LG Dunel Guerra**. 2017. Salinidad y sodicidad de suelos bajo riego en zonas áridas y semiáridas y su efecto sobre los cultivos. Ambientes salinos y alcalinos de la Argentina: recurso y aprovechamiento productivo. Editores Edith Talesisnik- Raul S. Lavado. Sección 2-10, pág. 227-248.

Suárez DL. 1981. Relation between pHc and Sodiun Adsorption Ratio (SAR) of soil ordranage Waters. Soil Sci. Soc. Amer. J.45:469-475.

Torres Duggan M, **CR Álvarez & H Rimski Korsakov**. 2017. Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 17p.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA FREÁTICA EN EL ÁREA DE REGADÍO DEL RÍO TUNUYÁN, MENDOZA

Mariani A.[1]; Bermejillo A.[2]; Morsucci A.[1]; Rodríguez C.[1]; Morábito J.[1-2]

[1] Instituto Nacional del Agua (INA) – Centro Regional Andino (CRA)
[2] Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo) – Facultad de Ciencias Agrarias (FCA)
Mendoza
amariani@ina.gob.ar

Resumen

La subcuenca del río Tunuyán superior, Mendoza-Argentina posee más de 54.000 ha regadas con agua superficial y subterránea. La expansión de la zona rural y urbana impacta en el agua. Elevadas concentraciones de sales y contaminantes reducen la calidad de los recursos hídricos subterráneos. Son objetivos del trabajo: cuantificar los niveles de nitrato, salinidad y pH del agua freática, y detectar variaciones espacio-temporales. Se realizaron 8 muestreos en 39 freatímetros distribuidos en la cuenca entre 2016-2018. Se midió temperatura del agua, conductividad eléctrica actual (CE), pH y contenido de nitratos. Se determinaron las medidas de posición y dispersión de las muestras, y se graficaron las variables en función del sitio y de las fechas de muestreo. Las curvas de iso-valor permitieron delimitar áreas con diferentes niveles de CE y nitratos. Los resultados muestran que el 50% de las mediciones de pH corresponden a valores < 7, y solo el 10% supera 7,4. En relación a la salinidad se observan aguas freáticas de categoría C3 y C4 (según clasificación de Riverside modificada por Thorne y Peterson), destacándose dos sitios con categoría C5. En cuanto a los nitratos, se observan concentraciones menores a 25 $mg.L^{-1}$, destacándose 2 sectores con valores superiores a 50 $mg.L^{-1}$ provenientes de aguas servidas no tratadas (pozos sépticos) y del lixiviado de fertilizantes. Los mayores valores de salinidad y de nitratos se observaron en diciembre de 2016. Se concluye que la principal causa de contaminación del agua subterránea proviene de las actividades urbanas, seguida de la actividad agrícola.

Palabras clave: Agua subterránea; Nitratos; Riego; Contaminación; Salinidad

Abstract

The sub-basin of the upper Tunuyán River in Mendoza, Argentina, comprises more than 54,000 ha irrigated with surface and groundwater. Expansion of the rural and urban area has an impact on water and groundwater quality is affected by high concentrations of salts and contaminants. The objectives of this paper are: quantify nitrate, salinity and pH levels in groundwater, and detect time-space variations. Eight samplings were carried out in 39 phreatic water level meters distributed throughout the basin between 2016 and 2018. Measurements were taken of water temperature, current electrical conductivity (CE), pH and nitrate concentration. Sample position and dispersion measurements were determined and variables were plotted according to site and sampling dates. Iso-value curves made it possible to define areas with different levels of CE and nitrates. Results show that 50% of pH measurements correspond to values of less than 7 and only 10% are over 7.4. In terms of salinity, it was possible to identify C3 and C4 category groundwater (according to the Riverside classification modified by Thorne and Peterson); C5 category groundwater was found in two sites. Nitrate concentration was less than 25 $mg.L^{-1}$; two sectors with sewerage water (septic tanks) and fertilizer leachate were detected with values that exceeded 50 $mg.L^{-1}$. The highest salinity and nitrate values were found in December 2016. It can be concluded that groundwater contamination is due to urban activities, followed by agricultural activities.

Keywords: groundwater; nitrates; irrigation; contamination; salinity

INTRODUCCIÓN

La contaminación antropogénica del recurso hídrico, particularmente la presencia de sales y nitratos, es una de las principales preocupaciones en la gestión del agua. Esto se agudiza, especialmente en las zonas áridas que utiliza el recurso y donde la agricultura constituye una de las actividades económicas más importantes. La salinidad y la contaminación por nitratos -en aguas superficiales y subterráneas- ha sido el foco de varios estudios en muchos lugares del mundo, a fin de evaluar el deterioro de la calidad del agua (Hansen, Dalgaard, Thorling, Sorensen y Erlandsen, 2012).

La presencia de nitrógeno en el agua subterránea, según su origen y distribución espacial, se agrupa en dos tipos de fuentes: puntuales, asociadas a actividades industriales y urbanas (lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos, vertidos de aguas residuales urbanas entre otras), y difusas, asociadas a las actividades de origen agrario (Fernández Ruiz, 2007).

La detección y evaluación de contaminantes en las napas freáticas es fundamental para evitar o revertir el deterioro del recurso. Estudios realizados en el acuífero Plio (suroeste de Marruecos) detectaron que distritos agroindustriales con invernaderos, riego sin suelo, riego por goteo y buenas prácticas, disminuyeron significativamente el nitrato lixiviado al agua subterránea; mientras que, en otros sin sistema de saneamiento apropiado, la contaminación estaba relacionada con aguas residuales e interacciones entre las aguas subterráneas y rocas hospederas de los acuíferos (Malki et al, 2017).

En los oasis regadíos de Mendoza, predominan los cultivos como vid y frutales, acompañados de hortalizas que reciben abundantes y frecuentes fertilizaciones nitrogenadas (abonos orgánicos como guano de cabra y/o gallina e inorgánicos como urea o triple 15). Estas prácticas culturales y sus implicancias en la contaminación nitrogenada del agua de riego constituyen el fundamento del presente trabajo en relación con la agricultura regadía y con la salud de los habitantes rurales y de sus animales.

Estudios realizados sobre contaminación del agua subterránea (Álvarez et al., 1995) determinaron que el primer nivel de explotación en la cuenca del río Mendoza (debajo del acuífero freático) poseía concentraciones de nitratos de 20 $mg.L^{-1}$ aumentando a más de 100 $mg.L^{-1}$ en las zonas más pobladas. En el segundo nivel de explotación se observaron tenores inferiores (20 a 50 $mg.L^{-1}$) considerando que el proceso de contaminación era incipiente y en el tercer nivel, estas concentraciones no superaban 1 $mg.L^{-1}$. Posteriores estudios determinaron que el primer nivel de explotación se encontraba impactado por elevadas concentraciones de nitratos (170 $mg.L^{-1}$) y de sales disueltas, demostrando que la presencia de nitratos en los acuíferos semiconfinado y confinado se relaciona con el ingreso de flujo horizontal de aguas subterráneas contaminadas provenientes del Gran Mendoza, debido a las pérdidas en las redes de alcantarillado y obras de saneamiento “in situ” (Álvarez, D'Elía, Paris, Fasciolo y Barbazza, 2011).

Morábito, Salatino, Filippini, Bermejillo y Lavie (2010), midieron las concentraciones de nitratos en las aguas superficiales de la cuenca del río Tunuyán superior, en 6 puntos de muestreo durante los años 1999 y 2009. Los resultados mostraron un valor máximo promedio de 2.3 mg L^{-1} con una desviación estándar de 1.7 $mg.L^{-1}$. Mirábile, Ortiz Maldonado, Morábito, Mastrantonio y Morsucci (2017), en estudios realizados en el área del río Tunuyán superior durante el año 2014, mostraron valores de nitratos en la napa freática

comprendidos entre 0.4 y 157.5 $mg.L^{-1}$, observando que de un total de 86 mediciones, sólo 6 superaron los 45 $mg.L^{-1}$.

Frente a esta situación, durante 2016-2018, el INA-CRA realizó un relevamiento de la calidad de agua freática en puntos estratégicos de la red freatimétrica pertenecientes al Departamento General de Irrigación.

OBJETIVO

El objetivo del estudio es cuantificar los niveles de nitratos, salinidad (CE) y pH en el agua freática de la cuenca del río Tunuyán superior y analizar las variaciones espacio-temporales a partir del trazado de mapas de iso-valor, a fin de elaborar recomendaciones de manejo y pautas de política hídrica que aseguren la disponibilidad y preservación de la calidad del recurso.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se ubica en la cuenca subterránea del río Tunuyán superior, en la provincia de Mendoza. Abarca una superficie de 3.200 km^2 y está limitada al Oeste por la Cordillera Frontal, al Norte y al Este por los cordones de la Cerrillada Pedemontana, mientras que, al Sur, su límite se puede ubicar en la zona de lomadas que separan la cuenca hidrográfica de los ríos Tunuyán y Diamante. Los sedimentos fluviales son muy permeables y reciben una abundante recarga, siendo el espesor del relleno cuaternario mayor a 300 metros. En la parte superior del mismo se encuentra un acuífero libre que llega a los 80 metros de profundidad. Por debajo se localizan dos acuíferos confinados, uno entre los 85 a 250 metros y el segundo a profundidades superiores a los 250 metros, muy poco explorado. Tomando un valor promedio de 200 m de espesor saturado, el volumen de agua almacenado se estima en unos 95.000 hm^3, de los cuales aproximadamente el 5% constituirían las reservas económicamente explotables (Torres & Zambrano, 2000; Martinis & Robles, 2012).

Los ríos Tunuyán y Las Tunas, y los arroyos Aguanda y Yaucha en conjunto con el acuífero subterráneo del área, abastecen con agua de riego a 27.902 hectáreas de vid que representan el 18% del total provincial. Esta superficie contiene un incremento de 14.821 hectáreas acaecidas entre el año 2000 y el 2017 (Instituto Nacional de Vitivinicultura [INV], 2018). Se trata de un área en amplia expansión con una gran aptitud para la vitivinicultura.

A fin de cuantificar los niveles de nitratos, la conductividad eléctrica (CE) y el pH en el agua subterránea del acuífero freático, se llevaron a cabo 8 campañas de muestreo durante el período junio 2016-mayo 2018. Se seleccionaron 39 freatímetros pertenecientes a la red de freatímetros del Departamento General de Irrigación ubicados en el área de estudio. La figura 1, muestra la ubicación de los sitios de muestreo.

La red freatimétrica fue instalada por el DGI tratando de abarcar toda la cuenca afectada con freática superficial (nivel del agua freática a menos de 3m de profundidad). Dentro de estas zonas los freatímetros medidos se seleccionaron en forma aleatoria cubriendo espacialmente el área y considerando los posibles sitios de contaminación.

En cada uno de los sitios se extrajeron muestras de agua freática y se determinó conductividad eléctrica (CE), temperatura en ºC (T), pH y contenido de nitratos ($NO3^-$). La temperatura se tomó a campo y los análisis de las muestras extraídas se llevaron a cabo en el laboratorio de suelos y riego del INA-CRA, con técnicas convencionales (American Public Health Association, [APHA, AWWA], 1995). Los nitratos se determinaron con el método de “reducción con cadmio” utilizando un espectrofotómetro (marca Hach), mientras que el pH y

la salinidad se determinaron con conductímetro (Hach) con corrector automático de temperatura a 25º. La salinidad del agua se expresó como conductividad eléctrica actual (CE) en $dS.m^{-1}$y la concentración de nitratos en $mg.L^{-1}$.

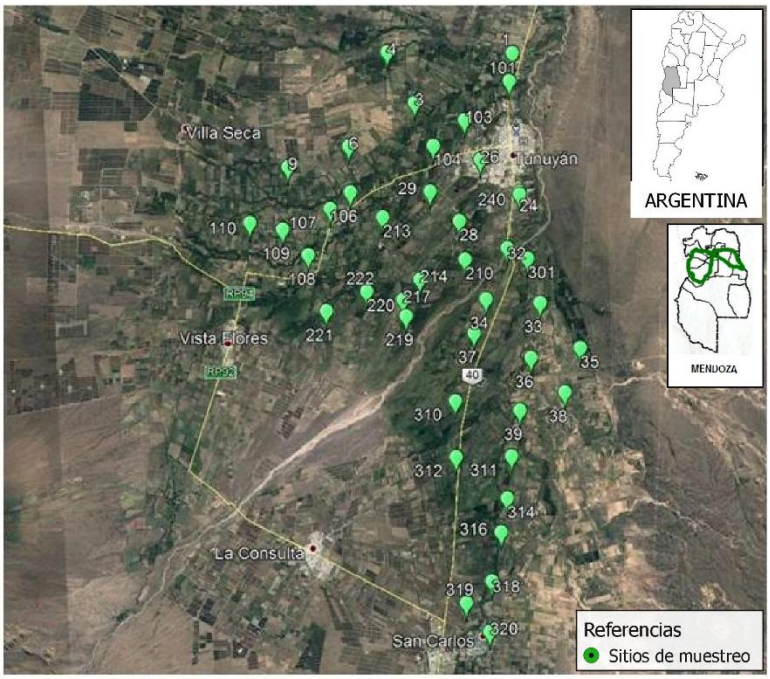


Figura 1. Ubicación de freatímetros en la cuenca regadía del río Tunuyán superior

Con la información obtenida se elaboró una base de datos, se determinaron las medidas de posición y dispersión de las muestras analizadas, y se graficaron los respectivos diagramas de cajas, en función del sitio y de las fechas de muestreo.

A fin de evaluar la distribución espacial de los valores medios de los parámetros se trazaron curvas de iso-valor con el programa SURFER (2013). Las curvas permiten delimitar y visualizar áreas con diferentes niveles de contenido de nitratos, CE y pH en la napa freática. Para los contenidos de nitratos se utilizó la clasificación sugerida por las normativas de la Unión Europea (citado en Fernández Ruiz, 2007), que considera: a) aguas naturales con contenidos de nitratos ≤10 $mg.L^{-1}$ (áreas identificadas en los mapas con color verde), b) aguas de origen antropogénico con concentraciones de nitratos >10 y ≤25 $mg.L^{-1}$, (identificadas con color amarillo), c) aguas contaminadas que poseen niveles de nitratos >25 y ≤50 $mg.L^{-1}$ (identificadas con color naranja), y d) aguas altamente contaminadas que superan el límite máximo admisible de 50 $mg.L^{-1}$ (identificadas con color rojo). En cuanto a la CE se utilizó la clasificación de Riverside modificada por Thorne y Peterson (Avellaneda, Bermejillo y Mastrantonio; 2004). Se localizaron -en los mapas generados- las zonas urbanas para analizar su vinculación/impacto con las áreas identificadas con distintas concentraciones de nitratos, sales y valores de pH.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los 230 registros de conductividad eléctrica CE, presentaron los siguientes percentiles: P(10) 0.83 $dS.m^{-1}$, P(25) 1.31 $dS.m^{-1}$, P(50) 1.75 $dS.m^{-1}$, P(75) 3.08 $dS.m^{-1}$ y P(90) de 4.33 $dS.m^{-1}$. Los freatímetros nº 26 y 33 registraron los valores máximos, ubicados en la periferia de la ciudad de Tunuyán y en cercanías de barrios, respectivamente. En relación al tiempo, la Figura 2, muestra que el valor medio más elevado se observa en diciembre de 2016.

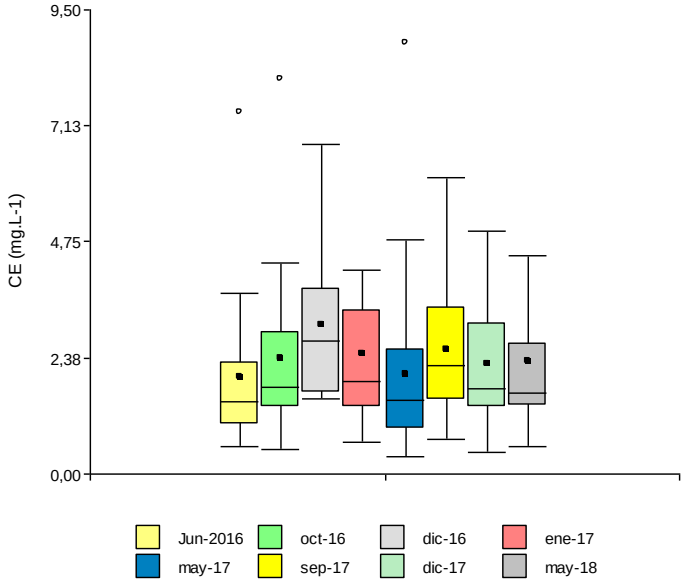


Figura 2. Diagrama de cajas de salinidad (CE) por fecha de muestreo.
Fuente: Elaboración propia (2018).

El mapa de iso-curvas de CE (Figura 3), presenta en la zona media de la cuenca, valores de CE menores a 2 $dS.m^{-1}$ (categoría C3-salinidad mediana), incrementándose hacia el noreste con valores entre 2.25 y 4 dSm^{-1} (categoría C4-salinidad alta). Se identifican 2 sitios, el 26 y el 33, con valores de CE superiores a 5 $dS.m^{-1}$ (categoría C5). Estos resultados condicen con estudios realizados en la zona (Ortiz Maldonado et al., 2009) que manifiestan que los niveles de mayor salinidad (entre 2 y 6 $dS\ m^{-1}$), se observaron en zonas cercanas a las ciudades de San Carlos, Capiz y Tunuyán.

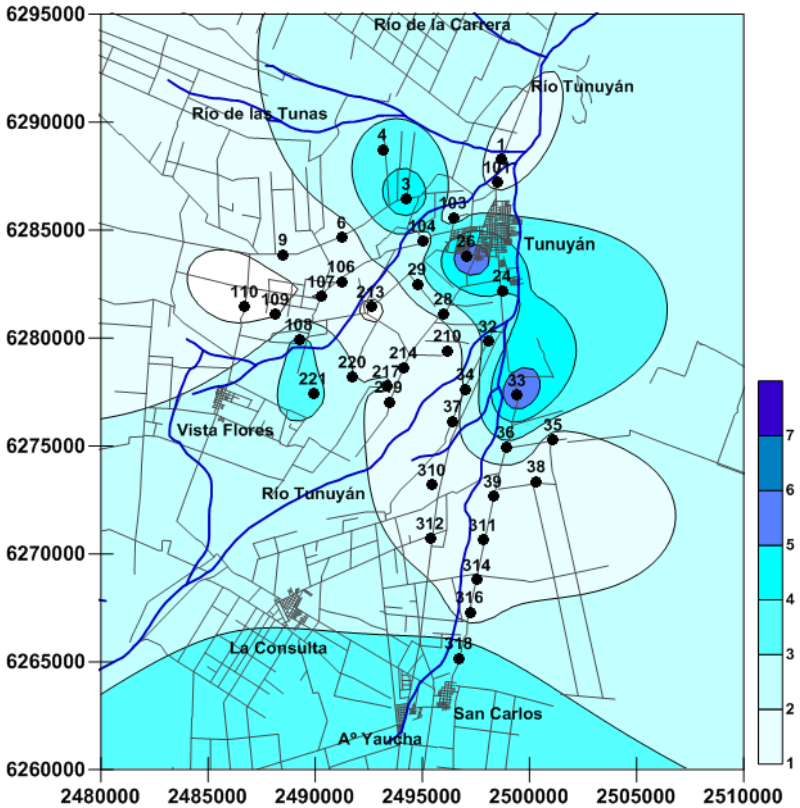


Figura 3. Mapa de iso-valor de salinidad CE en el área de regadío del río Tunuyán superior

Fuente: Elaboración propia (2018).

Respecto a los valores de pH, no presentan grandes variaciones, con percentiles: P(10) 6.7; P(25) 6.8; P(50) 7.0; P(75) 7.1 y P(90) de 7.4. Se destacan dos sitios con pH mayores a 7,25 (freatímetros 33 y 312). La temperatura media del agua freática, presenta una variación entre 16.5 a 20.0 ºC.

Los 230 registros de contenidos de nitratos $NO3^-$ muestran percentiles: P(10) 5.7 $mg.L^{-1}$, P(25) 7.9 $mg.L^{-1}$, P(50) 10.6 $mg.L^{-1}$, P(75) 23.3 $mg.L^{-1}$ y P(90) de 92.0 $mg.L^{-1}$. Las Figuras 4 y 5, corresponden al diagrama de cajas del contenido de nitratos por sitio y fecha. Los valores medios de nitratos, presentan un máximo de 107.5 $mg.L^{-1}$ y un mínimo de 5.72 $mg.L^{-1}$, registrándose los valores más elevados en los sitios 26 y 103 y el mínimo en el sitio 222. El valor más elevado se ha observado en diciembre 2016.

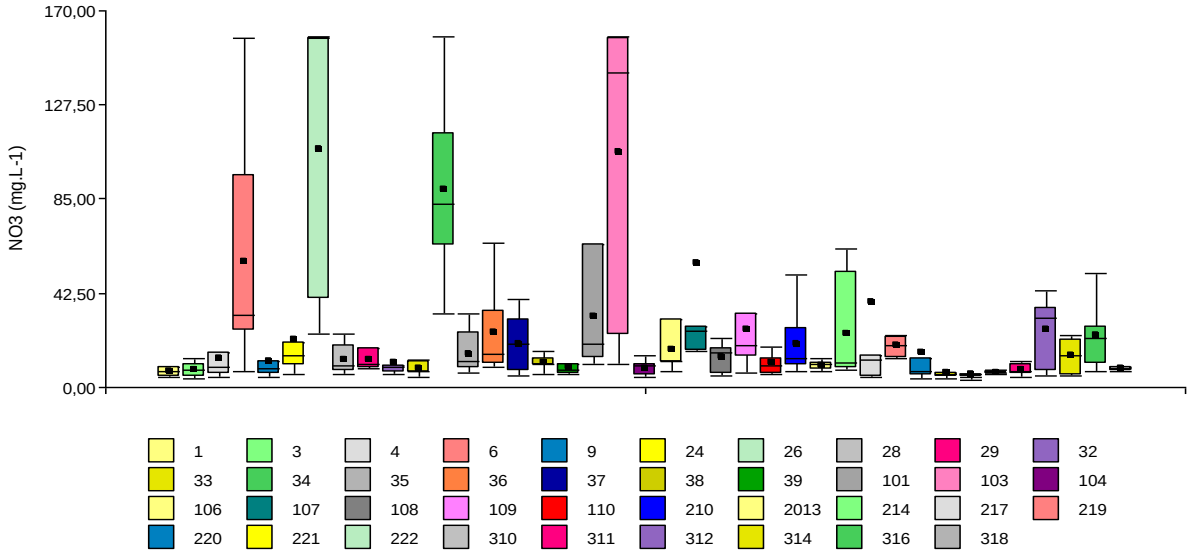


Figura 4. Diagrama de cajas de nitratos por sitio de muestreo.
Fuente: Elaboración propia (2018).

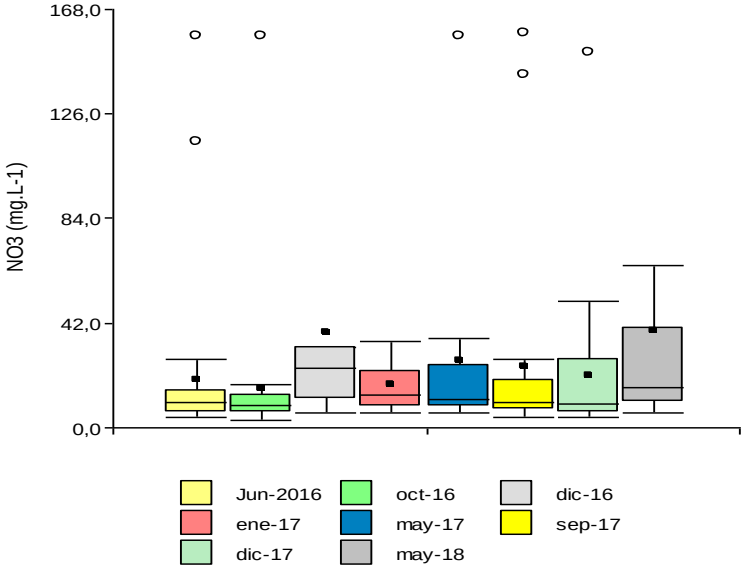


Figura 5. Diagrama de cajas de nitratos por fecha de muestreo
Fuente: Elaboración propia (2018).

En el mapa de iso-valor de los contenidos de nitratos (Figura 6) se visualiza la distribución espacial en la zona de estudio; observando que la mayor superficie del área estudiada posee aguas freáticas con concentraciones de nitratos inferiores a 25 mg.L^{-1}; encontrándose dos zonas bien acotadas, que presentan niveles mayores a 50 mg.L^{-1}.

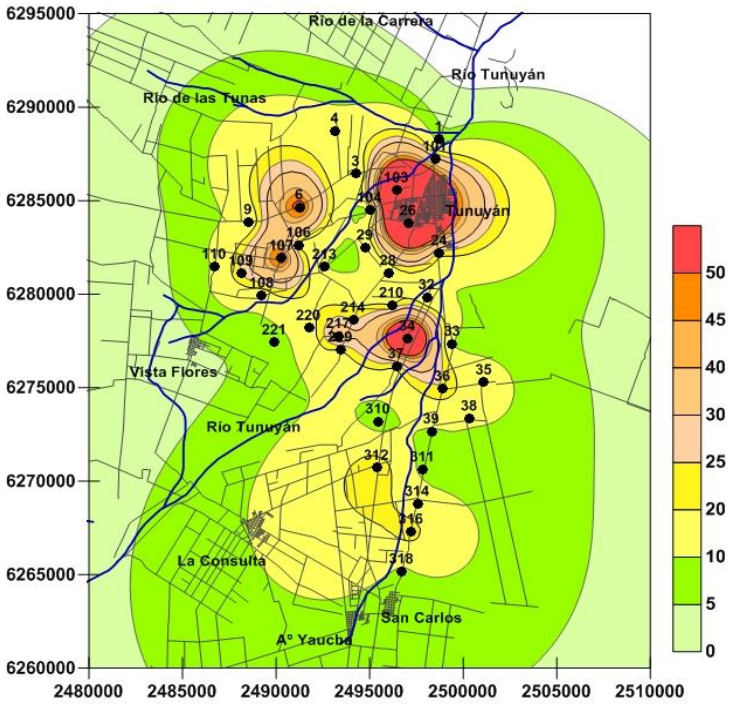


Figura 6. Mapa de curvas de iso-valor de nitratos en el área regadía del Tunuyán superior
Fuente: Elaboración propia (2018).

La mayor de esas áreas corresponde a la ciudad de Tunuyán (sitios 101 y 26) y la de menor tamaño a una zona agrícola (sitio 34); con tenores de nitratos entre 25 y 50 mg.L^{-1} se identifican sectores próximos a los sitios 107 y 316, ubicados uno en las proximidades de Colonia Las Rosas y el otro en zona agrícola al norte de San Carlos respectivamente.

Es interesante resaltar que en estudios realizados durante el año 2014 (Mirábile et al., 2017), se observó que los mayores valores de nitratos (157,5 mg.L^{-1}) se encontraron en la zona del sitio 34. También los mismos autores localizaron dos sectores con altos contenidos de nitratos, cercanos a los sitios 107 y 6 del presente trabajo.

CONCLUSIONES

A partir del muestreo realizado en el período 2016-2018, en freatímetros ubicados en la zona del río Tunuyán superior, se han podido observar valores de salinidad de agua freática que no han variado sustancialmente respecto a registros anteriores realizadas por Ortiz Maldonado et al (2009). Los valores de pH, no presentan tampoco variaciones de consideración.

En relación a los niveles de nitratos se destacan sectores con valores que superan los 25 mg.L^{-1}. La mayor de las áreas detectadas se ve impactada por el área urbana, posiblemente proveniente de aguas servidas no tratadas (pozos sépticos) o de fugas de la red cloacal urbana. Más al sur –el segundo sector, de menor tamaño- se ubica en un área netamente rural y por lo tanto podría asumirse que los nitratos provienen del lixiviado de fertilizaciones. Es interesante observar que los mayores valores medios se presentan en diciembre, coincidente con los meses en que se realizan las aplicaciones de fertilizantes.

A partir de los resultados se podría inferir que, si la principal causa de la contaminación con nitratos resulta ser la zona urbana, debería ampliarse/mejorarse la red cloacal (saneamiento) y con respecto a las zonas agrícolas, alertar a los agricultores y capacitarlos para asegurar una fertilización más controlada.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez A. (1995). Estudios de contaminación del agua subterránea, Salinización de acuíferos y contenido de arsénico, flúor y nitrato en la zona norte de la provincia de Mendoza. En: Mendoza Ambiental. Gobierno de Mendoza - Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda; IADIZA. Mendoza, Argentina. p. 29-43

Álvarez, A., D' Elía, M., Paris M., Fasciolo G. y Barbazza, C. (2011). Evaluación de la contaminación de acuíferos producida por actividades de saneamiento y re-uso de efluentes en el norte de la provincia de Mendoza. Rev. FCA UNCuyo. Tomo XXXXIII n° 1, Mendoza – Argentina. Pp. 19-39. ISSN 0370-4661

American Public Health Association-The American Water Works Association. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. Washington, D.C.

Avellaneda, M., Bermejillo, A., Mastrantonio, L. 2004. Aguas de riego. Calidad y evaluación de su factibilidad de uso. EDIUNC2004. ISBN: 950-39-0030-1.

Fernández Ruiz, L. (2007). Los nitratos y las aguas subterráneas en España. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra, Vol (15.3), 257-265. I.S.S.N.: 1132-9157.

Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sorensen, B., and Erlandsen, M. (2012). Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. Biogeosciences, Vol. (9), 3277–3286.

Instituto Nacional de Vitivinicultura. (2018). Informe anual de superficie 2017 (Base de datos congelada al 31/12/17). Mendoza, Argentina.

Malki, M., Bouchaou, L., Hirich, A., Ait Brahima, Y., Choukr-Allah, R. (2017). Impact of agricultural practices on groundwater quality in intensive irrigated area of Chtouka-Massa, Morocco .Science of the Total Environment, Vol. (574), 760–770.

Martinis, N. y Robles, J. (2012). Estado actual de los acuíferos en el oasis Norte y Centro de Mendoza a partir de la información piezométrica. VI Jornadas de Riego y Fertirriego. Jornada llevada a cabo en UNCUYO FCA, Mendoza-Argentina.

Mirábile C., Ortiz Maldonado, G., Morábito, J., Mastrantonio, L. y ; Morsucci, A. (2017). Presencia de nitratos en el acuífero freático del oasis Centro, río Tunuyán superior, Mendoza Argentina. En M. Pinto, J. Estrella y A. Gennari (Eds), Agua y Sociedad (pp. 157-178). Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina: Lajouane.

Morábito, J., Salatino, S., Filippini, M., Bermejillo, A., Lavie, E. (2010). Presencia de nitratos en las aguas de los ríos Mendoza y Tunuyán superior. Argentina. Mendoza. V Jornadas de Actualización en Riego y Fertirriego. Jornada llevada a cabo en UNCUYO FCA, Mendoza-Argentina.

Ortiz Maldonado, G., Morábito, J., Mastrantonio, L., Rearte, E., Bueno, P., y Mustoni, N. (2009). Salinidad del agua freática en el área regadía del río Tunuyán superior, Mendoza-Argentina. Conagua . Trelew, Chubut, Argentina.

SURFER. Surface Mapping System, version 11.6.1159. (2013). Golden software Inc. USA.

Torres, E., Zambrano, J. (2000). Hidrogeología de la provincia de Mendoza. Recuperado de http://www.way-to.com/munity/ar/cdandes1.htm.

5- Agua, ambiente, energía y cambio climático

- EVALUACIÓN DE DATOS DE PRECIPITACIÓN DERIVADOS DE SATÉLITE EN LA CARACTERIZACIÓN PLUVIOMÉTRICA DE LA REPÚBLICA ARGENTINA.
- IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS RECURSOS HÍDRICOS DE ESPAÑA.
- PROCESO MULTIDISCIPLINARIO EN EL DESARROLLO DE UN MODELO DE DECISIÓN MULTICRITERIO PARA PRIORIZAR CUENCAS HÍDRICAS. PARTIDO DE GENERAL PUEYRREDON, ARGENTINA.
- PROCESOS HIDROLÓGICOS Y PRIORIZACIÓN DEL MANTENIMIENTO DE CAMINOS RURALES EN EL SE BONAERENSE.
- BANCO DE PRUEBAS MICRO TURBINA TURGO.
- ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE TENDENCIAS DE PRECIPITACIÓN EN ARGENTINA A TRAVÉS DE DOS TÉCNICAS DE DETECCIÓN.
- EVALUACIÓN DEL DISEÑO DE UNA MICRO TURBINA FRANCIS.
- ESCORRENTÍA URBANA – TRANSPORTE DE LA CONTAMINACIÓN.

EVALUACIÓN DE DATOS DE PRECIPITACIÓN DERIVADOS DE SATÉLITE EN LA CARACTERIZACIÓN PLUVIOMÉTRICA DE LA REPÚBLICA ARGENTINA

Juan F. Weber

Laboratorio de Hidráulica, departamento de Ingeniería Civil, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional. Argentina. Maestro M. López esq. Cruz Roja Argentina. Ciudad Universitaria - CP (X5016ZAA) - Córdoba –Argentina - Teléfonos: (54 - 351) - 468-4215 / 4006 / 4317 - int. 119-5
jweber@frc.utn.edu.ar

Resumen

Se presenta una caracterización pluviométrica de un sector considerable del territorio nacional, a partir del procesamiento de Datos de Precipitación Derivados de Satélites. La información utilizada corresponde al producto CHIRPS *(Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data*), el cual fue procesado mediante la plataforma Google Earth Engine a través de códigos desarrollados a tal fin. Los resultados presentados incluyen: mapas de isohietas medias mensuales, mapa de isohietas medias anuales. Los valores obtenidos fueron contrastados con 64 estaciones pluviométricas provistas por el Servicio Metorológico Nacional (SMN), mediante un análisis de correlación. La distribución espacial del coeficiente de correlación de Pearson obtenido muestra una alta correlación, con excepción de la diagonal que limita la región central y patagónica del país. A pesar de estas limitaciones, se considera que los mapas obtenidos permiten una caracterización de detalle de los campos de precipitación en el territorio nacional.

Palabras claves: Sistemas de Información Geográfica; CHIRPS; Google Earth Engine

Abstract

A pluviometric characterization of a main sector of the national territory is presented, based on the processing of Precipitation Data Derived from Satellites. The information used corresponds to the CHIRPS product (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), which was processed through the Google Earth Engine platform through codes developed for this purpose. The results presented include: monthly mean rainfall maps, annual mean rainfall maps. The values obtained were contrasted with 64 rainfall stations provided by the National Meteorological Service (SMN), through a correlation analysis. The spatial distribution of the Pearson correlation coefficient obtained shows a high correlation, with the exception of the diagonal that limits the central and Patagonian region of the country. Despite these limitations, it is considered that the maps obtained allow a detailed characterization of the precipitation fields in the national territory.

Keywords: Geographic Information Systems; CHIRPS; Google Earth Engine

INTRODUCCIÓN

En el marco de un Proyecto de Investigación orientado a la Evaluación de Datos de Precipitaciones Derivados de Satélites (DPDS) en la regionalización de lluvias diarias de diseño, se plantea como primer paso, la evaluación de estas fuentes de información en la descripción de la pluviometría media mensual del país.

En Argentina como en otros países, las mediciones diarias de precipitación son llevadas a cabo mediante el empleo de estaciones pluviométricas de superficie. Como resultado, las observaciones puntuales a veces no representan adecuadamente la variabilidad espacio-temporal de los sistemas precipitantes, lo cual hace necesario la incorporación de otras fuentes de medición que puedan mejorar este aspecto (Vidal et al. 2011). Los registros de precipitación precisos y confiables son cruciales, no sólo para el estudio de las tendencias climáticas y su variabilidad, sino también para la gestión de los recursos hídricos y los pronósticos hidrológicos (Sun et al, 2018). Sin embargo, las mediciones pluviométricas tienen varios inconvenientes, como una inadecuada cobertura areal. Con base en instrumentos avanzados de ondas infrarrojas (IR) y microondas (MW), las observaciones satelitales compensan estas deficiencias al proporcionar una cobertura más espacialmente homogénea y temporalmente completa para vastas áreas del mundo (Kidd y Levizzani, 2011).

Algunos conjuntos de Datos de Precipitaciones Derivados de Satélites (DPDS) están disponibles operativamente, entre ellos se pueden citar TRMM (Huffman et al., 2007), PERSIANN (Ashouri et al., 2015), CMORPH (Joyce et al., 2004) y CHIRPS (Funk et al, 2015). Además, los productos que combinan mediciones satelitales y de campo se han diseñado para mejorar la precisión de las mediciones de variables climáticas; se asume que este enfoque maximiza los beneficios relativos de cada tipo de datos (Adler et al., 2003).

El uso más frecuente de estas tecnologías ha sido habitualmente a paso de tiempo mensual o semanal (Hurtado y Mesa, 2014). Son menos frecuentes las aplicaciones vinculadas a precipitaciones diarias (Gebremichael y Hossain, 2010), principalmente asociada a la incertidumbre de estas estimaciones. En nuestro país, se han realizado trabajos en este sentido, en especial con el producto TRMM (Brito Hoyos, 2015; Sepulcri et al, 2009; Brizuela et al, 2015; Su et al, 2008) con aplicaciones vinculadas al modelado hidrológico y la predicción climática. También se han explorado herramientas que facilitan el manejo de información dinámica espacialmente distribuida, en un ambiente GIS (Bortagaray, 2018) o en forma independiente (Gavilán et al, 2018).

Son menos frecuentes las aplicaciones de estos productos vinculadas al análisis de eventos extremos de precipitación, y los existentes están principalmente vinculados al estudio de huracanes y eventos excepcionales (Miao et al, 2015; AghaKouchak et al, 2011). Dado que los productos descriptos cuentan ya en muchos casos casos con varias décadas de registros disponibles, son susceptibles de ser evaluados en cuanto a su capacidad para el análisis de series de extremos; en Argentina incluso, estas series son aún más extensas que muchos de los registros pluviométricos tradicionales (ver por ejemplo, Weber et al, 2017).

Los Datos de Precipitación Derivados de Satélites (DPDS)

Las mediciones *in-situ* tienen varios inconvenientes, como una cobertura areal incompleta y deficiencias en la mayoría de las áreas oceánicas y escasamente pobladas. Con los instrumentos avanzados basados en el infrarrojo (IR) y microondas (MW), las observaciones satelitales compensan estas deficiencias al proporcionar una cobertura que

es más homogénea espacialmente y que se completa temporalmente para vastas áreas del globo.

Estos diferentes tipos de productos de datos de precipitación han demostrado ser útiles en una amplia gama de campos de investigación. Las tendencias mundiales y regionales del cambio climático se han cuantificado y se han hecho evidentes sobre la base de múltiples conjuntos de datos. Algunos conjuntos de datos, especialmente los basados en indicadores y el reanálisis, generalmente proporcionan registros de precipitación a largo plazo, que son adecuados para estudios climáticos. Los conjuntos de DPDS tienen las limitaciones de su corta longitud de registro, pero aún proporcionan información valiosa e importante para el procesamiento meteorológico, el análisis de sequías y el monitoreo hidrológico (Sun et al, 2018).

Los datos satelitales proporcionan una resolución temporal adecuada y una resolución espacial fina con una amplia cobertura, lo que permite estimar con precisión las precipitaciones en algunas regiones no monitoreadas, como los océanos, áreas montañosas complejas y desiertos. Sin embargo, es esencial tener en cuenta que las estimaciones de precipitación derivadas de los datos satelitales son indirectas y están inevitablemente acompañadas por un alto grado de variabilidad (Sun et al, 2018).

La Tabla 1 presenta algunos Datos de Precipitación Derivados de Satélites y sus principales características.

Tabla 1. Características de algunos Datos de Precipitación Derivados de Satélites (DPDS)

DPDS	**Resolución**	**Frecuencia**	**Cobertura**	**Periodo**
TRMM	0,25º	3 h / diario	35ºS - 35ºN	1998-2014
PERSIANN-CDR	0,25º	diario	60ºS - 60ºN	1983-presente
CMORPH	0,25º	30 min/ 3h / diario	60ºS - 60ºN	2002-presente
CHIRPS	0,05º/025º	diario	50ºS - 50ºN	1981-presente

OBJETIVOS

El objetivo general de esta línea de trabajo es evaluar la aplicabilidad de los Datos de Precipitación Derivados de Satélites (DPDS) en la estimación de lluvias diarias de diseño para el territorio nacional. En el marco de este objetivo general, se plantea como objetivo particular de este trabajo evaluar los DPDS en la estimación de la distribución espacial de la pluviometría mensual (y por agregación, la anual) a escala nacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Información pluviométrica

Para el desarrollo del presente trabajo, se utilizó la información pluviométrica del Servicio Meteorológico Nacional, disponible a través de su Portal de Datos Abiertos (SMN, 2018). A partir de esa información, finalmente se consideraron 64 estaciones pluviométricas cuya distribución geográfica puede verse en la Figura 1. En particular, se utilizó el reporte estadístico de precipitaciones medias mensuales de las 64 estaciones consideradas. Esta información se agregó como un atributo adicional a una capa vectorial en un modelo geográfico desarrollado en el sistema de información geográfica QGIS.

Figura 1. Estaciones pluviométricas del Servicio Meteorológico Nacional consideradas

Datos de Precipitación Derivados de Satélites

Debido a la resolución espacial, frecuencia, y cobertura temporal disponible, se optó por trabajar con la información del producto CHIRPS (Funk et al, 2015). Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS) es un conjunto de datos de precipitaciones cuasi global de más de 30 años de cobertura temporal continua. CHIRPS incorpora imágenes satelitales de resolución de 0.05° (aproximadamente, 5,4 km) con datos de estaciones in situ (reanálisis) para crear series de tiempo de lluvia grilladas (ráster). El producto utilizado tiene una resolución temporal de 1 día, con una disponibilidad continua desde el 1/1/1981. Los datos son provistos por el Climate Hazards Center, University of California, Santa Barbara (USA).

CHIRPS fue desarrollado para apoyar a la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional de la Red de Sistemas de Alerta Temprana (FEWS NET). Aprovechando los enfoques utilizados en productos exitosos de precipitación por infrarrojos térmicos (TIR) como la Estimación de precipitaciones (RFE2) de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA) y la *Rainat Climatology* de África o la serie *TAMSAT African Rainfall Climatology and Time* de la Universidad de Reading (TARCAT).

Además de los enfoques utilizados en los mejores interpoladores actuales, CHIRPS utiliza un enfoque de "interpolación inteligente", trabajando con las anomalías de la climatología de alta resolución. CHIRPS incorpora datos de las estaciones en un proceso de dos fases, produciendo dos productos únicos. En la primera fase, que produce un producto de lluvia preliminar con una latencia de 2 días, los registros dispersos del Sistema Global de Telecomunicaciones (GTS) de la Organización Meteorológica Mundial se combinan con estimaciones de lluvia derivadas de la Duración de Nubes Frías (*Cold Cloud Duration* -

CCD) en cada periodo de cinco días (*pentad*). Hay seis pentads en un mes calendario, cinco pentads de 5 días y un pentad con los 3 a 6 días restantes del mes. En la segunda fase, que produce un producto final con una latencia de aproximadamente 3 semanas, los mejores datos de estaciones mensuales disponibles se combinan con estimaciones mensuales de precipitaciones basadas en CCD de alta resolución para producir campos raster (Funk et al., 2015).

Procesamiento de la información

Por la natural masividad de la información a procesar (*Big Data*), fue necesario recurrir a una herramienta que permita el manejo automatizado de grandes fuentes de datos espaciales. Este proceso se realizó mediante un conjunto de códigos ad-hoc desarrollados en la API Code Editor de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Earth Engine es una plataforma para el análisis científico y la visualización de conjuntos de datos geoespaciales, para usuarios académicos, sin fines de lucro, empresariales y gubernamentales. Las imágenes, adquiridas diariamente, se ponen a disposición para la minería de datos a escala global (*data mining*). Earth Engine también proporciona una interfaz de programación de aplicaciones (del inglés API: *Application Programming Interface*) y otras herramientas para permitir el análisis de grandes conjuntos de datos.

El catálogo de datos públicos de Earth Engine es una colección depurada de múltiples petabytes de conjuntos de datos geoespaciales ampliamente utilizados. El catálogo se actualiza continuamente a una velocidad de casi 6000 escenas por día de las misiones activas, con una latencia típica de aproximadamente 24 h desde el momento de adquisición de la escena. Los usuarios pueden solicitar la adición de nuevos conjuntos de datos al catálogo público, o pueden cargar sus propios datos privados a través de una interfaz REST utilizando herramientas basadas en el navegador o en la línea de comandos y compartirlas con otros usuarios o grupos, según lo deseen (Gorelick et al., 2017).

Los procesos se recortaron a una cobertura espacial comprendida entre los 18º y 50º latitud Sur, y los 48º y 77º de longitud Oeste, permitiendo cubrir un 97 % del territorio nacional continental, quedando fuera de la cobertura la provincia de la Tierra del Fuego y el sector meridional de la provincia de Santa Cruz (Figura 2).

Figura 2. Cobertura espacial de los datos CHIRPS utilizados

Los algoritmos de procesamiento de información desarrollados fueron:

- *pmm*: permite extraer un campo de precipitaciones medias mensuales por cada mes calendario, en el área de cobertura indicada. De ese modo generó 12 mapas raster.
- *pma*: a partir de los 12 mapas anteriores, genera el campo de precipitación media anual.

Los mapas raster así generados fueron exportados en formato GeoTIFF con una resolución espacial de 5 km, similar a la de la información de base. Los mapas resultado de los procesos antes descriptos fueron localmente procesados mediante el Sistema de Información Geográfica QGIS (QGIS, 2020). En este ambiente de trabajo se desarrollaron los mapas de visualización de resultados, como así también la extracción de los valores puntuales de: precipitaciones media mensual y media anual en correspondencia con las estaciones pluviométricas del Servicio Meteorológico Nacional antes descriptas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 3 (izquierda) puede observarse un gráfico de dispersión de las precipitaciones medias mensuales para las estaciones consideradas, comparando los valores extraídos de las series reales (estaciones del SMN) con las series virtuales (generadas a partir de los DPDS de CHIRPS). En la misma figura se superpone la recta identidad, y la recta de regresión lineal de los datos mencionados. Como puede observarse, hay un muy buena correspondencia entre las precipitaciones medias mensuales reales y virtuales (R^2 = 0,97). Cabe destacar que la figura indicada representa un conjunto de 768 pares ordenados, correspondientes a 12 valores por cada una de las 64 estaciones analizadas. Un análisis similar se presenta en la Figura 3 (derecha), en este caso para las precipitaciones medias anuales. El gráfico de dispersión presenta ahora 64 pares ordenados (uno por estación considerada). La recta de regresión obtenida (cercana a la identidad) junto con el coeficiente de determinación, muestran la buena correspondencia entre las series.

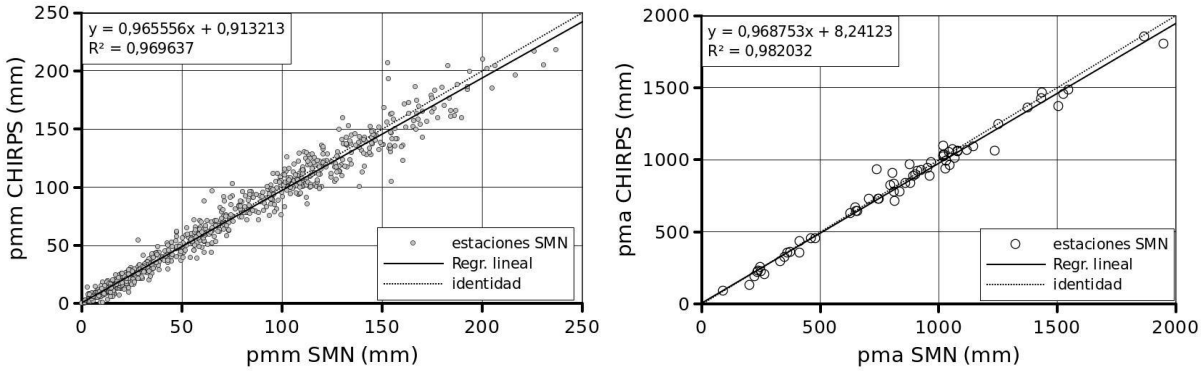


Figura 3. Precipitaciones medias mensuales (izquierda) y anuales (derecha) reales (SMN) y virtuales (CHIRPS). Se superponen la recta identidad (trazos) y la regresión lineal (continua), junto con su ecuación y su coeficiente de determinación R^2

La Figura 4 muestra la distribución espacial de la precipitación media anual obtenida a partir de la información de CHIRPS. Como referencia, se adjunta el mapa de precipitaciones medias anuales para el periodo 1981-2010 publicado por el SMN (SMN, 2018). Como puede observarse, la tendencia general de la distribución espacial de la precipitación es descripta por la información virtual, evidenciando la presencia de la Diagonal Árida como límite de las zonas de mayor precipitación anual del país: la región del Litoral y la Patagonia Cordillerana. Sin embargo, en el mapa presentado aquí puede observarse una distribución espacial más detallada, con una clara concentración de las precipitaciones en

las Sierras Subandinas y la Cordillera Oriental en el Noroeste Argentino (particularmente concentrada en las provincias de Tucumán, Salta y Jujuy) lo que evidenciaría una marcada influencia topográfica en la distribución obtenida. Además se aprecia la completitud del campo de precipitaciones en la región de la Puna, ausente en el mapa del SMN (debido a la ausencia de estaciones reales).

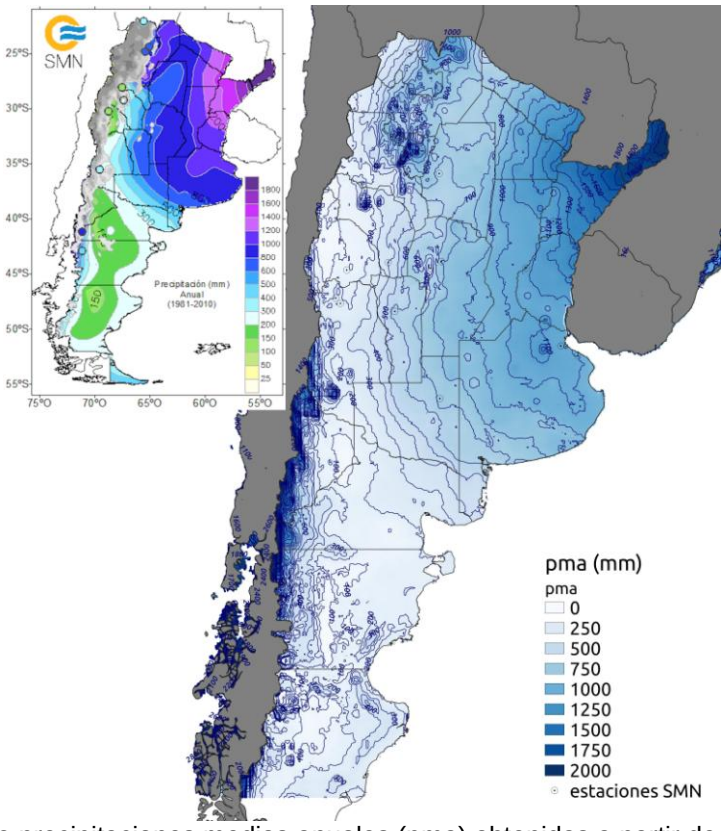


Figura 4. Mapa de precipitaciones medias anuales (pma) obtenidas a partir de la información de CHIRPS. En la esquina superior izquierda, el publicado por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2018)

En la Figura 5 se presentan los mapas de isohietas medias mensuales obtenidos a partir de la información de CHIRPS. Nuevamente, puede observarse la variabilidad espacial y temporal que refleja el producto cartográfico obtenido, con un nivel de detalle que permite apreciar los efectos orográficos y locales en los campos de precipitaciones.

A partir de las 64 series de precipitaciones medias mensuales reales (obtenidas a partir de la información del SMN) y virtuales (obtenidas a partir de la información de CHIRPS) se realizó un análisis de correlación lineal. En la Figura 6 se presenta, a la izquierda, un mapa de isolíneas del coeficiente de correlación de Pearson *R*, obtenido por interpolación a partir de los valores puntuales de las 64 estaciones consideradas. Como puede observarse, en la zona norte del país se aprecian valores de *R* superiores a 0,95, mientras que esos valores disminuyen hacia el sur, observándose un mínimo en, aproximadamente, la diagonal definida por las localidades de Malargüe (R = 0.69) – Neuquén (R = 0.39) – Trelew (R = 0.75). A la derecha de la misma figura se presenta un mapa de isolíneas, generadas por la misma metodología, de la pendiente *r* de la recta de regresión lineal (forzada a pasar por el origen). Se observa que la gran mayoría del área bajo análisis corresponde a valores de $0,95 < r < 1,05$, es decir, diferencias de hasta el 5 %, quedando definidas dos áreas con $r > 1,05$ (donde CHIRPS sobreestima los valores reales): la zona de las áreas metropolitanas de Neuquén, y de Corrientes – Resistencia – Formosa; y un área con valores de $r < 0,95$ (donde CHIRPS subestima los valores reales) en la vecindad del Golfo San Matías.

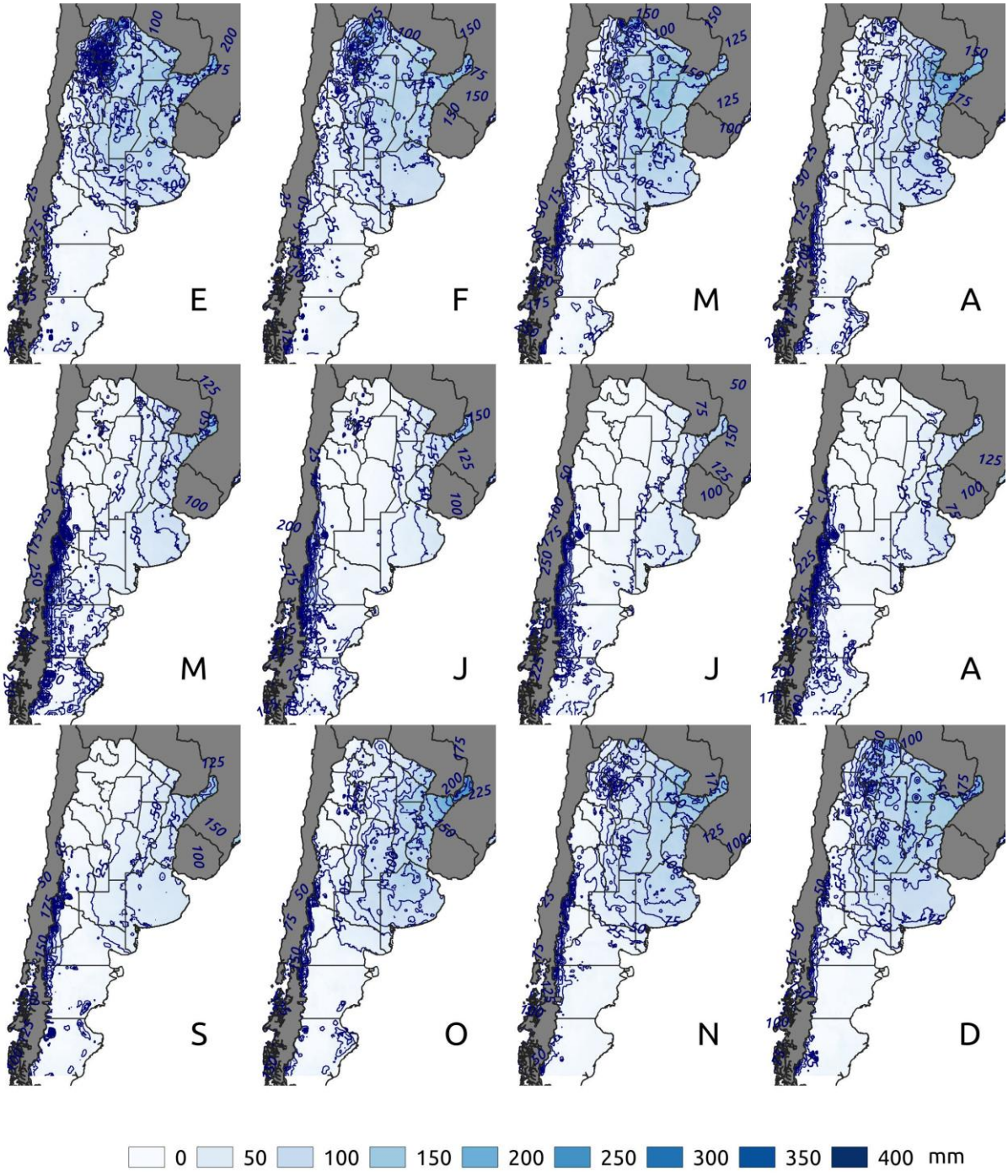


Figura 5. Mapas de isohietas medias mensuales obtenidos a partir de la información de CHIRPS

CONCLUSIONES

Ha sido posible generar, para un 97 % del territorio nacional continental, y en base a los Datos de Precipitación Derivados de Satélites procedentes del producto CHIRPS, los mapas de isohietas medias mensuales y anual, mediante un procedimiento automatizado basado en la combinación de la plataforma Google Earth Engine y el sistema de información geográfica QGIS.

El análisis de correlación con 64 estaciones provistas por el Servicio Meteorológico Nacional presenta resultados alentadores, con excepción de un corredor definido por las localidades de Malargüe – Neuquén– Trelew (próxima a la Diagonal Árida). Sin embargo, se considera que se amplía la distribución espacial a sectores con ausencia de información, y se observa una descripción de detalle asociada a particularidades geográficas (orografía, por ejemplo).

El mapa de precipitación media anual generado puede ser consultado libremente en el sitio: https://qgiscloud.com/juanfweber/chirps-GEE-qgiscloud4/

Agradecimientos: a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Tecnológica Nacional por el financiamiento recibido a través del proyecto UTN 4779, y al Servicio Meteorológico Nacional por los datos pluviométricos utilizados.

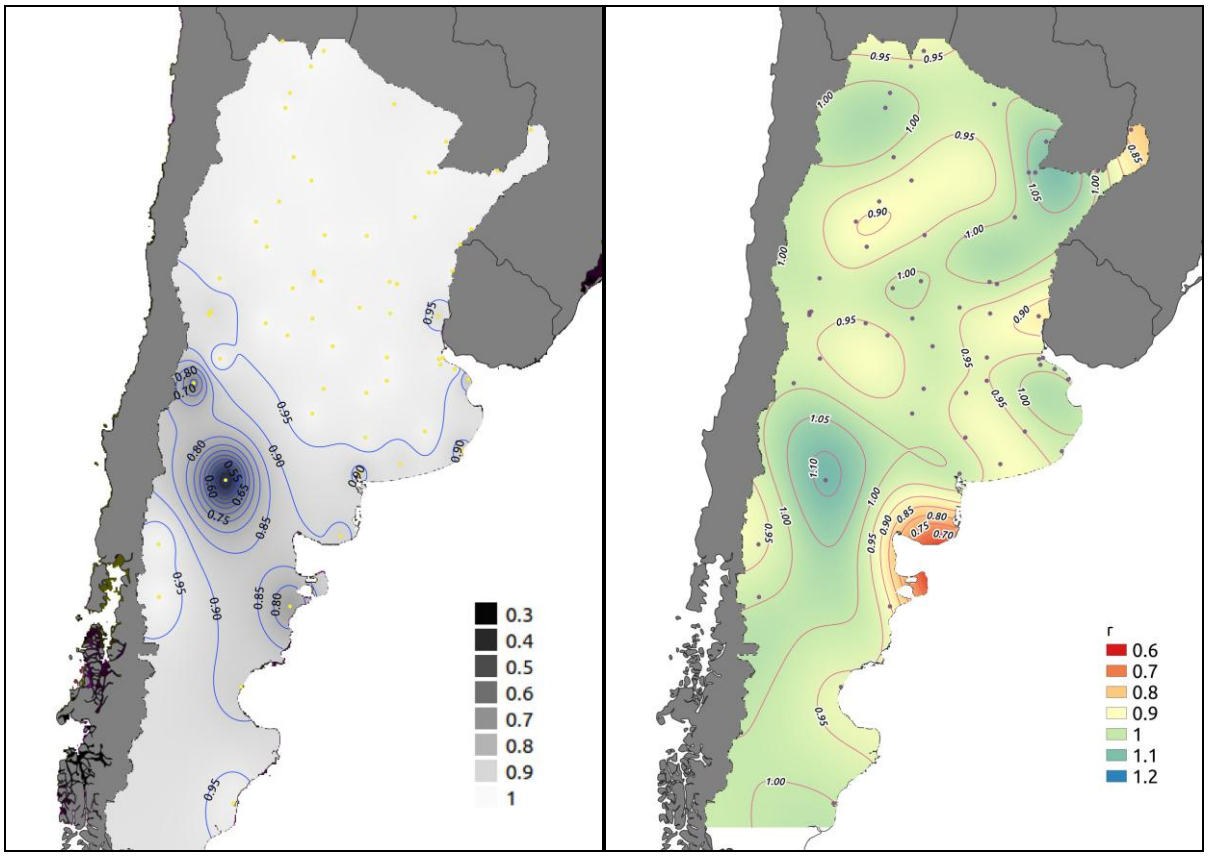


Figura 6. Mapas de isolíneas del coeficiente de correlación *R* (izquierda) y de la pendiente de la correlación lineal *r* (derecha), entre precipitaciones medias mensuales reales (SMN) y virtuales (CHIRPS), obtenidos por interpolación sobre las 64 estaciones consideradas (puntos)

REFERENCIAS

Adler, R. F., Huffman, G. J., Chang, A., Ferraro, R., & Ping-Ping, X. (2003). The Version-2 Global Precipitation Climatology Project (GPCP) monthly precipitation analysis (1979–present). *Journal of Hydrometeorology*, 4, 1147–1167.

AghaKouchak, A., Behrangi, A., Sorooshian, S., Hsu, K., & Amitai, E. (2011). Evaluation of satellite-retrieved extreme precipitation rates across the central United States. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D2).

Ashouri, H., Hsu, K.-L., Sorooshian, S., Braithwaite, D. K., Knapp, K. R., Cecil, L. D., ... Prat, O. P. (2015). PERSIANN-CDR: Daily precipitation climate data record from multi-satellite observations for hydrological and climate studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(1), 69–83.

Bortagaray, N. (2018). *Desarrollo e Implementación de Algoritmos para QGIS en Análisis de Series de Tiempo* (Tesis de Licenciatura). Facultad de Matemática, Astronomía y Física, Universidad Nacional de Córdoba.

Brito Hoyos, D. M. (2015). *Precipitación Histórica mediante serie temporal de datos TRMM*. Programa De Bienes Públicos Regionales, Programa Regional de Empleo de Información Satelital para la Producción Agrícola BPR-CONAE

Brizuela, A. B., Nosetto, M. D., Aguirre, C. A., & Bressán, M. P. (2015). Comparación de datos de precipitación estimada por Trmm con mediciones en estaciones meteorológicas de Entre Ríos, Argentina; Universidad Distrital "Francisco José de Caldas"; UD y la Geomática; 10; 10-2015; 18-26

Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., ... & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific data*, 2, 150066.

Gavilán, S., Pastore, J. I., Lighezzolo, A., Ferral, A., Uranga, J., & Aceñolaza, P. (2018). Metodología operativa para la generación de datos históricos de precipitación a partir de la misión satelital Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) y validación de los resultados. In *X Congreso de AgroInformática (CAI)-JAIIO 47* (CABA, 2018).

Gebremichael, M., & Hossain, F. (2010). *Satellite rainfall applications for surface hydrology.* Netherlands: Springer.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.

Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., ... Stocker, E. F. (2007). The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology*, 8(1), 38–55.

Hurtado-Montoya, A. F., & Mesa-Sánchez, Ó. J. (2014). Reanalysis of monthly precipitation fields in Colombian territory. *Dyna*, 81(186), 251-258.

Joyce, R. J., Janowiak, J. E., Arkin, P. A., & Xie, P. (2004). CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive nicrowave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, 5, 487–503

Kidd, C., & Levizzani, V. (2011). Status of satellite precipitation retrievals. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(4), 1109–1116.

Miao, C., Ashouri, H., Hsu, K. L., Sorooshian, S., & Duan, Q. (2015). Evaluation of the PERSIANN-CDR daily rainfall estimates in capturing the behavior of extreme precipitation events over China. *Journal of Hydrometeorology*, 16(3), 1387-1396.

QGIS Development Team (2020). *QGIS geographic information system*. Open source geospatial foundation project. https://www.qgis.org/

Sepulcri, M. G., Di Bella, C. M., & Moschini, R. C. (2009). Validación de la Ocurrencia de Lluvia Estimada a partir del Algoritmo 3B42 de TRMM con Datos Pluviométricos en la Región Pampeana. In *X Congreso Argentino de Meteorología-CONGREMET* X. Buenos Aires,(Argentina), CD.

Servicio Meteorológico Nacional (2018). Estadísticas climáticas. https://www.smn.gob.ar/estadisticas [Accedido el 27/7/2020]

Su, F., Hong, Y., & Lettenmaier, D. P. (2008). Evaluation of TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) and its utility in hydrologic prediction in the La Plata Basin. *Journal of Hydrometeorology*, 9(4), 622-640.

Sun, Q., Miao, C., Duan, Q., Ashouri, H., Sorooshian, S., & Hsu, K. L. (2018). A review of global precipitation data sets: data sources, estimation, and intercomparisons. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 79-107.

Vidal, L., Salio, P., & Pappalardo, L. (2011). Uso combinado de datos TRMM/PR y disdrómetro para corrección de reflectividad de radares meteorológicos en Argentina. *Primer Encuentro de Jóvenes Investigadores en Recursos Hidricos - IFRH 2012*. Ezeiza, Buenos Aires, Argentina.

Weber, J. F., González Castillo, R., Peña Pollastri, H. (2017). Información pluviométrica y pluviográfica en la provincia de La Rioja. *XXVI Congreso Nacional del Agua – CONAGUA2017* - 20 al 23 de Setiembre del 2017 -provincia de La Rioja. XXVI Congreso Nacional del Agua – CONAGUA2017 - 20 al 23 de Setiembre del 2017 - Córdoba – Argentina.

IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS RECURSOS HÍDRICOS DE ESPAÑA

Cruz Pérez, N.[1]; Rodríguez Martín, J.[1]; Ioras, F.[2]; García, C.[3]; Santamarta Cerezal, J.C.[1]

1 Universidad de La Laguna, Tenerife, Islas Canarias, España. C/Pedro Herrera, s/n, 38200, La Laguna. Teléfono: +34 922 31 65 02
2 Institute for Conservation, Sustainability and Innovation, Buckinghamshire New University, High Wycombe, United Kingdom
3 Universidad de las Islas Baleares, Palma. España. Carretera de Valldemossa, km 7.5, 07122, Palma, Baleares

Resumen

Al escenario de cambio climático actual mundial, hay que sumar el uso que hacen del agua los principales sectores económicos en España. Principalmente, la agricultura y el turismo (España recibió 83 millones de turistas en 2019) son los principales demandantes hídricos del país, por lo que se ha estudiado la situación hídrica actual de la península y las islas del país, para conocer su capacidad de cubrir la demanda de estos sectores clave. Para abordar este análisis, se ha comenzado realizando un recorrido sobre las diferentes convenciones internacionales que han abordado la problemática del calentamiento global, para después abordar en la metodología la situación hídrica en España y sus dos archipiélagos (Canarias y Baleares) y los retos que enfrentan estos tres territorios en relación con la obtención de agua en un escenario de cambio climático. España y el archipiélago de Baleares gozan de un clima mediterráneo que se caracteriza por veranos secos. Precisamente en la época estival se recibe la mayor parte del turismo y hay que satisfacer una mayor demanda hídrica. En las Islas Canarias, debido a su condición geográfica, hablamos de un clima subtropical con abundantes microclimas dentro de las 8 islas que componen el archipiélago. Esta situación favorece diversas situaciones hídricas, apostando principalmente por la desalación en las islas más cercanas al continente africano, y por el agua subterránea en las islas más occidentales. En los tres territorios se está luchando por una gestión hídrica sostenible en relación al sector turístico, así como un aumento del uso de aguas regeneradas en riegos, debido a que la amenaza de escenarios de escasez hídrica en el sur de Europa es cada vez más creciente, con el riesgo que supone para el modelo de vida, turístico y agrícola, que se desarrolla en España.

Palabras clave: Cambio Climático; Recursos Hídricos; España; Islas

Abstract

To the current global climate change scenario, we must add the use of water by the main economic sectors in Spain. Mainly, agriculture and tourism (Spain received 83 million tourists in 2019) are the main water demanders in the country, so we have studied the current water situation of the peninsula and the islands of the country, to know their ability to meet the demand of these key sectors. In order to address this analysis, we began by reviewing the various international conventions that have addressed the problem of global warming, and then addressed the methodology of the water situation in Spain and its two archipelagos (Canary and Balearic Islands) and the challenges faced by these three territories in relation to obtaining water in a scenario of climate change. Spain and the Balearic archipelago enjoy a Mediterranean climate characterized by dry summers. It is precisely during the summer season that most tourism is received and a greater demand for water must be satisfied. In the Canary Islands, due to their geographical condition, we speak of a subtropical climate with abundant microclimates within the 8 islands that make up the archipelago. This situation favours different water situations, mainly betting on desalination in the islands closest to the

African continent, and on groundwater in the most western islands. In all three territories, the struggle for sustainable water management in relation to the tourism sector is underway, as well as an increase in the use of reclaimed water in irrigation, due to the growing threat of water scarcity scenarios in southern Europe, with the risk that this poses to the tourism and agricultural model of life that is being developed in Spain.

Keywords: Climate Change; Water Resources; Spain; Islands

INTRODUCCIÓN

El calentamiento global se define como el aumento de las temperaturas en el sistema climático y los efectos que produce, observado en un periodo superior a un siglo (IPCC, 2013). Según el IPCC, es la actividad humana la causante del calentamiento del planeta que se observa desde finales del siglo XIX, ya que esta actividad ha multiplicado los gases de efecto invernadero emitidos a la atmósfera, provocando una descompensación en el sistema que existía, aumentando la temperatura de la Tierra. Las observaciones del clima comenzaron a realizarse desde mediados del siglo XIX y, junto a las reconstrucciones paleoclimáticas, aportan registros que se remontan a siglos o millones de años, proporcionando una visión global de la variabilidad y los cambios observados en el clima del planeta. La temperatura media global en la superficie terrestre no ha dejado de aumentar desde finales del siglo XIX y cada uno de los últimos tres decenios ha sido más cálido que cualquier otro decenio del que se tengan registros, siendo el decenio de 2000 el más cálido de todos (IPCC, 2014).

Estas observaciones del clima del planeta han llevado a los Estados a incluir el cambio climático en sus agendas. Entre las convenciones internacionales cuya finalidad ha sido limitar el efecto negativo del cambio climático, se destacan las siguientes:

- 1992: Tiene lugar el primer compromiso internacional para afrontar el calentamiento global con la creación de la Convención Marco de las Naciones Unidas (CMNUCC), cuyo objetivo último es lograr la estabilización de gases de efecto invernadero en la atmósfera
- 1997: Protocolo de Kyoto, donde los países participantes se comprometieron a cumplir unas metas en la reducción de sus emisiones
- 2015: Acuerdo de París, se acuerda mantener el aumento de la temperatura mundial en este siglo por debajo de los 2 ºC con respecto a los niveles preindustriales e intentar que no se superen los 1,5 ºC (UNFCCC, 2016)
- 2019: Cumbre del Clima de Madrid, los países participantes comparten impresiones acerca de los sectores sobre los que incidir para reducir las emisiones de manera más radical y se anima a continuar implementando medidas para lograr el objetivo marcado en el Acuerdo de París

Desde los años setenta, la comunidad científica viene alertando acerca de cómo el sistema actual puede colapsar debido a no ser sostenible. Dentro de los informes más relevantes que recogen estas hipótesis, encontramos el Informe Meadows “Los límites del crecimiento” (Figura 1) y el Informe Brundtland, donde se establece por primera vez el concepto de desarrollo sostenible definido como *“el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades”* (Keeble, 1988).

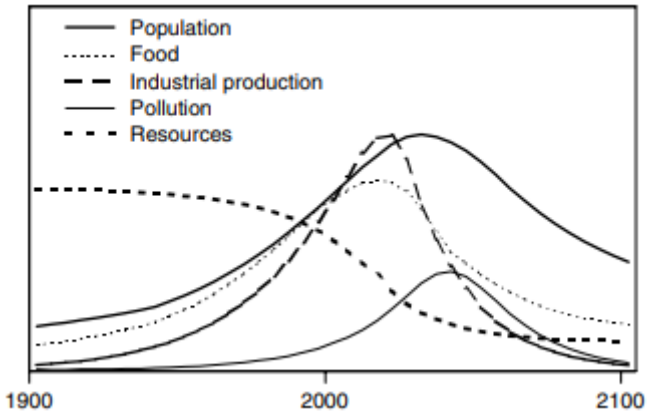


Figura 1. Proyección acerca del crecimiento de la población, alimentos, recursos, contaminación y producción industrial desde 1900 hasta 2100. Inspirado en el Informe Meadows. Fuente: (Janssen & Timmerman, 2014)

En efecto, en el informe Brundtland se recoge textualmente que "… ha existido una fuerte *correlación entre las emisiones de CO_2 y el PIB per cápita y, como resultado de ello, desde 1850, Norteamérica y Europa han producido alrededor del 70% de todas las emisiones de CO_2, mientras que la aportación de los países en desarrollo ha sido inferior al 25%. La mayor parte de las emisiones futuras procederán de los países hoy día en desarrollo, debido al más rápido crecimiento de su población y de su PIB y a su creciente porcentaje de industrias con uso energético intensivo."* (Ministerio para la Transición Ecológica, 2006).

Finalmente, en el año 2015 la Organización de las Naciones Unidas aprobó la "Agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible" que se articula en 17 objetivos de desarrollo sostenible (ODS) enfocados, entre otros aspectos, a la lucha contra el cambio climático y el acceso al agua potable para todas las comunidades del planeta. El objetivo número 6 se refiere específicamente al derecho al agua limpia y al saneamiento en todas las regiones del planeta, teniendo unas metas destinadas a lograr el acceso universal y equitativo al agua, así como el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados.

OBJETIVOS

Se han analizado el estado actual en el que se encuentran los recursos hídricos de España, dividiéndola en tres zonas, debido principalmente a razones climáticas: la Península Ibérica, las Islas Canarias y las Islas Baleares. La intención de este estudio ha sido conocer cómo afecta y se prevé que afectará el cambio climático a la disponibilidad de recursos hídricos en España.

METODOLOGÍA

Recursos hídricos en la Península Ibérica

En la península Ibérica el régimen hídrico es variable, debido principalmente al clima mediterráneo predominante en España y en el resto del sur de Europa. Las características del clima mediterráneo son veranos secos y calurosos, con inviernos lluviosos y fríos y primaveras que presentan heterogeneidad en sus temperaturas y sus precipitaciones. La precipitación media anual puede establecerse en 670 mm/año, con grandes desigualdades entre el norte (2200 mm) y el sur (120 mm) (Adhikari & Nejadhashemi, 2016).

Las sequías son un fenómeno habitual en la península ibérica, sin embargo, con el cambio climático se esperan periodos secos que serán cada vez más largos e intensos (WWF, 2019). En la Figura 2 puede apreciarse el nivel del estrés hídrico en España,

observándose más escasez en el sur. Esta situación de escasez hídrica se ve a su vez agravada por los siguientes elementos: intrusión marina en los acuíferos, desaparición paulatina de la costa, contaminación de las aguas superficiales y subterráneas y presiones de la agricultura sobre las demandas de agua (Gonzalo et al., 2017). Si a esta situación actual le añadimos la futura, parece evidente que el balance de agua continuará siendo negativo las próximas décadas. Así lo confirma un informe técnico del Centro de Estudios Hidrográficos (2017) donde se evalúa el impacto del cambio climático en los recursos hídricos y las sequías para el período 2010-2099 (ver resumen en Barranco et al., 2018)

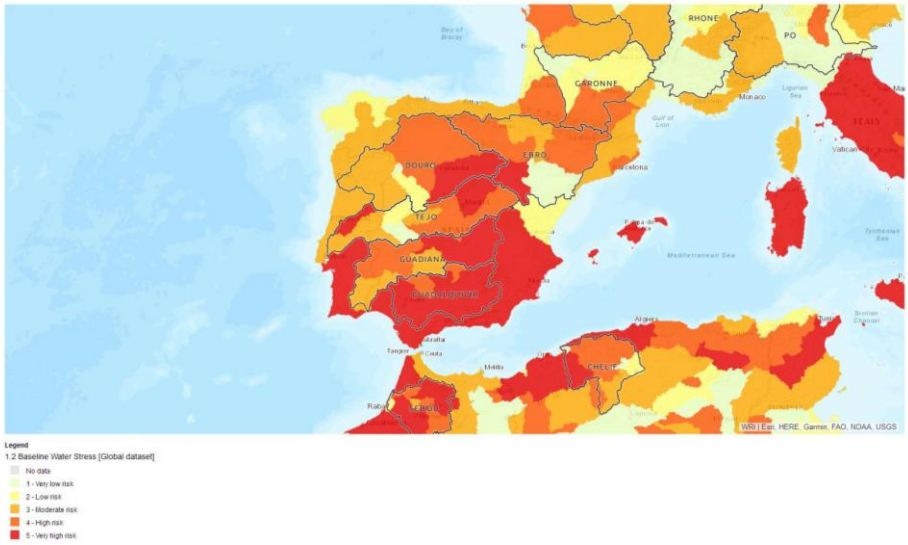


Figura 2. Estrés hídrico en la Península Ibérica (en rojo las zonas más afectadas). Fuente: WWF, 2019

En la Península Ibérica el agua no solamente funciona como un bien de consumo, sino que también es utilizada para la producción de energía a través de centrales hidroeléctricas. Por lo tanto, los años hidrológicos tienen un impacto significativo en la cantidad de energía que se puede producir por este medio. Por lo tanto, cuanta menos energía se produzca por fuentes renovables, mayor generación de gases de efecto invernadero asociados a la producción de energía a través de combustibles fósiles. En efecto, en el último Informe de Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, realizado por el Ministerio para la Transición Ecológica de España (Ministerio para la Transición Ecológica, 2019), destaca que en el periodo 2011/2017: *"se alternan ciclos en los que aumentan y disminuyen las emisiones, debido a variaciones en el mix energético, por la influencia del año hidrológico en la producción de electricidad. Los años con mayores emisiones se producen por la mayor participación de las centrales termoeléctricas unida a los años secos, con menor producción hidroeléctrica; y los años en los que decaen, se debe a una mayor presencia de energías renovables. En el año 2017 la demanda de la electricidad ha subido. Ha sido un año más caluroso y seco que 2016, con mucha menor aportación de la hidráulica, por lo que han aumentado las emisiones procedentes de ciclos combinados y centrales de carbón."*

Recursos hídricos en las Islas Canarias

Las fuentes de los recursos hídricos en las islas son diversos entre sí, debido a que la disponibilidad de estos cambia en función de la isla estudiada. En el caso de las islas orientales, como Lanzarote y Fuerteventura, al contar con un menor relieve comparadas con el resto de las islas del archipiélago, han tenido que recurrir desde hace más de treinta años a la desalación de agua de mar. Esto es debido a que debido a sus condiciones orográficas (Figura 3) cuentan con menor pluviometría anual y, por lo tanto, con una menor cantidad de recursos hídricos superficiales y subterráneos. Sin embargo, en las islas occidentales como

La Palma o Tenerife, los recursos hídricos subterráneos suponen un elevado porcentaje que ayuden a cubrir las diferentes demandas en estas islas (agrícola, industrial, urbana y turística) (Santamarta, J.C.; Rodríguez-Martín, 2020).

Figura 3. Orografía de la isla de Fuerteventura, donde pueden observarse paisajes áridos con baja pluviometría anual. Fuente: Santamarta, J.C.

La gestión de los recursos hidrológicos del archipiélago se desarrolla mediante los planes hidrológicos insulares, que se elaboran por el Consejo Insular de Aguas de cada isla para el ámbito territorial de cada una de las demarcaciones hidrográficas (en el caso de Canarias una demarcación por cada isla) y que consisten en la principal herramienta para alcanzar los objetivos recogidos en la Directiva Marco del Agua. A través de ellos se establecen las directrices en materias de usos, cuantificación de las masas de agua subterráneas y costeras y estado de estas, proyecciones de futuro en cuanto a demanda y recursos hídricos, y demás aspectos relevantes para una correcta planificación hidrológica en Canarias.

En el caso concreto de la isla de Tenerife, el acuífero de la isla comenzó a explotarse a partir de 1920 mediante la construcción de galerías (Figura 4) y pozos por iniciativa privada. La intensificación de la demanda de agua en la isla, debido principalmente a la actividad agrícola y turística, ha propiciado que la situación de equilibrio que se tenía anteriormente se haya perdido. Con la intención de conocer el efecto del cambio climático en los recursos hídricos de la isla de Tenerife, el Consejo Insular de Aguas de Tenerife (CIATF) ha realizado un proceso de recopilación y revisión de la información meteorológica histórica, con lo que se han logrado componer series de registros de lluvia y temperatura para el conjunto de la isla de hasta 60 años de extensión (1944/2004). Los resultados arrojados por dicho estudio reflejan que los efectos del cambio climático son ya apreciables, encontrándose un descenso tendencial de - 3 mm/año (Braojos, Farrujia, & Fernández, 2007). La disminución de las precipitaciones en las islas, afectan directamente a la recarga del acuífero insular, ya que parte de la lluvia que recibe el terreno se convierte en infiltración. Por lo tanto, al disminuir la precipitación, disminuye la infiltración y, en consecuencia, la recarga del acuífero. Una de las conclusiones que se pueden extraer es que se hace necesario contemplar la recarga artificial del acuífero de Tenerife, como alternativa a medio y largo plazo.

Figura 4. Interior de una galería de agua en Canarias. Fuente: Santamarta, J.C.

Teniendo en cuenta que las previsiones de los expertos auguran una disminución de las precipitaciones en los años venideros, un aumento de las temperaturas y variabilidad en los vientos (lo que puede afectar a la lluvia horizontal en Canarias), es necesario asegurar la optimización de la distribución de los recursos hídricos en las islas del archipiélago, para minimizar todo lo posible las pérdidas de agua reales y aparentes. Además, se considera vital aumentar la producción de regeneración de aguas residuales en Canarias, para disminuir la demanda de recursos convencionales y no convencionales.

En términos socioeconómicos, nos enfrentaremos también a inconvenientes derivados de la disponibilidad hídrica en las islas. Por ejemplo, si disminuyen las precipitaciones, disminuye la recarga del acuífero, con lo que se hace necesario aumentar la capacidad de desalación de las islas, que se traduce a su vez en un mayor consume energético. Por otra parte, los episodios de sequías que puedan sufrirse afectarán inexorablemente a la agricultura, aumentando la dependencia del archipiélago en el exterior. Es decir, la disminución de precipitaciones que se auguran por efecto del cambio climático podrá tener repercusiones no solo directamente en la disponibilidad hídrica, sino indirectamente en otros muchos sectores que dependen de ella.

Recursos hídricos en las Islas Baleares

El archipiélago de Islas Baleares está constituido por 5 islas (Mallorca, Cabrera, Menorca, Ibiza y Formentera) y goza de un clima mediterráneo. Las presiones hídricas que sufre este archipiélago son similares a las de las Islas Canarias (elevado turismo, intrusión marina en los acuíferos y sobreexplotación de estos, contaminación urbana, etc.). Sin embargo, estas islas se enfrentan a un turismo más estacional (Deyà Tortella & Tirado, 2011), a diferencia de las Islas Canarias que posee elevado turismo durante todo el año, y esto les genera picos de demanda hídrica en verano, justamente cuando menos oferta de agua potable hay en las islas (Hof & Schmitt, 2011). Las Islas Baleares se abastecen también de una combinación de aguas subterráneas, que suponen el 90% de los recursos hídricos en el archipiélago balear (Gómez et al., 2004), aguas superficiales y desalación.

Por lo tanto, la planificación hidrológica en las Baleares gira en torno a sus aguas subterráneas, lo cual marca una de las grandes diferencias respecto a la gestión del agua la península ibérica, que se centra en las aguas superficiales (García & Rodríguez-Lozano, 2020). En el archipiélago balear, las aguas reutilizadas cubren hasta el 42% de la demanda hídrica del sector agrícola, sin embargo, dicho sector sigue ejerciendo una importante presión en las aguas subterráneas (no solo por la demanda, sino por la contaminación por nitratos). Por otra parte, de gran importancia es también el sector turístico hotelero, cuyo

consumo puede cifrarse en un 17% del consumo urbano de las Islas Baleares (García & Rodríguez-Lozano, 2020).

Respecto a la desalación, esta ha surgido como medida para paliar los efectos de las sequías sufridas en las islas en los últimos 20 años. De hecho, en la Figura 5, puede observarse cómo la producción de agua desalada no es estable, sino presenta oscilaciones, precisamente por esa necesidad de adaptarse a los periodos más secos sufridos en el archipiélago.

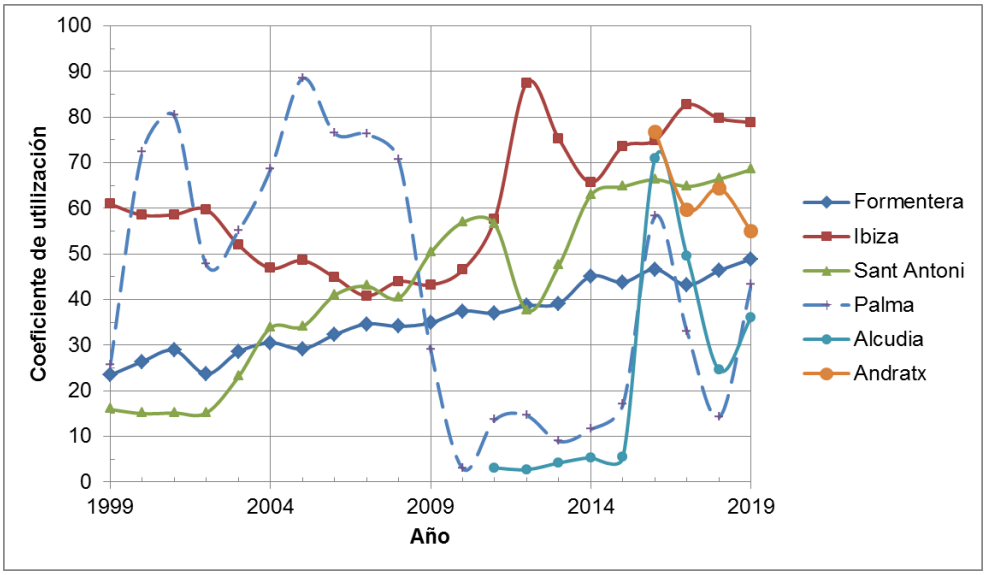


Figura 5. Coeficiente de utilización de las principales desaladoras de las Baleares. Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de ABAQUA (2019)

Conclusiones

En la actualidad, la Organización Meteorológica Mundial (OMM), el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) y la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) son las tres principales organizaciones encargadas de estudiar las variaciones del clima y sus efectos en la superficie terrestre, los océanos y los seres vivos. Estas organizaciones publican asiduamente documentos en los que repasan el estado actual de las emisiones, los efectos del cambio climático en la salud de las personas, los desplazamientos humanos debido al calentamiento global y los efectos de la subida de las temperaturas en los mares y en los cultivos.

El cambio climático es un proceso real, que ya está afectando a la disponibilidad de los recursos hídricos, especialmente en países con clima mediterráneo como es el caso de España. Por lo tanto, se considera necesaria una actuación inmediata en los ámbitos de la reutilización de aguas, la recarga artificial de los acuíferos y las medidas de ahorro hídricas en el sector turístico y agrario, para lograr maximizar el aprovechamiento de los recursos hídricos y minimizar la demanda hídrica del país, especialmente en los meses de verano.

Agradecimientos

El desarrollo de este estudio ha sido posible gracias al proyecto europeo Erasmus+ INCAMP (https://www.incamp-project.eu/), que estudia los puertos deportivos europeos y ha permitido llevar a cabo este análisis, y al programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea, en virtud del acuerdo de subvención Nº 776661, al programa

Erasmus Plus de la Unión Europea, en virtud del acuerdo de subvención Nº 2018-1-UK01-KA203-047958, y al acuerdo de subvención Nº 2017-1-UK01-KA203-036521.

Referencias

Adhikari, U., & Nejadhashemi, A. P. (2016). Impacts of climate change on water resources in Malawi. *Journal of Hydrologic Engineering*, *21*(11), 1154–1168. https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001436

Barranco, L.M.; Dimas, M.; Jiménez, A.; Estrada, F. (2018). Nueva evaluación del impacto futuro del cambio climático en los recursos hídricos en España. *Ingeniería Civil*, *191*, 34–55.

Braojos, J. J., Farrujia, I., & Fernández, J. (2007). Los recursos hídricos en tenerife frente al cambio climático. *Jornadas Sobre "Las Aguas Subterráneas En La Directiva Marco de Aguas,"* 1–16.

Deyà Tortella, B., & Tirado, D. (2011). Hotel water consumption at a seasonal mass tourist destination. The case of the island of Mallorca. *Journal of Environmental Management*, *92*(10), 2568–2579. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.024

García C.; Rodríguez-Lozano, P. (2020). Cinco aspectos clave en la gestión del agua de las Islas Baleares. In Colegio Oficial de Ingenieros de Montes (Ed.), *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático*. Madrid.

Gómez, C. M., Tirado, D., & Rey-Maquieira, J. (2004). Water exchanges versus water works: Insights from a computable general equilibrium model for the Balearic Islands. *Water Resources Research*, *40*(10). https://doi.org/10.1029/2004WR003235

Gonzalo, Escribano; Philippe, Quevauviller; Enrique, S. M. E. V. (2017). Climate change policy and water resources in the EU and Spain. A closer look into the Water Framework Directive. *Environmental Science and Policy*, *69*, 1–12.

Hof, Angela; Schmitt, T. (2011). Urban and tourist land use patterns and water consumption: Evidence from Mallorca, Balearic Islands. *Land Use Policy*, *28*, 792–804.

IPCC. (2013). *Cambio Climático 2013. Bases físicas* (p. 34). p. 34. Retrieved from http://www.climatechange2013.org/

IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability*.

Janssen, M., & Timmerman, P. (2014). *Modeling Human Dimensions of Global Environmental Change Modeling Human Dimensions of Global Environmental Change Editor-in-Chief*. (June).

Keeble, B. R. (1988). The Brundtland Report: "Our Common Future." *Medicine and War*, *4*(1), 17–25. https://doi.org/10.1080/07488008808408783

Ministerio para la Transición Ecológica. (2006). *Stern review: La economía del cambio climático Sinopsis* (p. 32). p. 32.

Ministerio para la Transición Ecológica. (2019). *Informe de inventario nacional gases de efecto invernadero*. *2019*, 990. Retrieved from https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Inventario-GEI.aspx

Santamarta, J.C.; Rodríguez-Martín, J. (2020). Retos de futuro de los recursos hídricos en las Islas Canarias. In C. O. de I. de Montes (Ed.), *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático*. Madrid.

UNFCCC. (2016). 1/CP.21 Aprobación del Acuerdo de París. *Unfccc*, *01194*, 40. Retrieved from http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/spa/l09s.pdf

WWF. (2019). Water scarcity and droughts in the Iberian Peninsula. *Family Court Review*, *57*(4), 459–460. https://doi.org/10.1111/fcre.12450

PROCESO MULTIDISCIPLINARIO EN EL DESARROLLO DE UN MODELO DE DECISIÓN MULTICRITERIO PARA PRIORIZAR CUENCAS HÍDRICAS. PARTIDO DE GENERAL PUEYRREDON, ARGENTINA.

Barilari, A.[1,2,3]; Lima, M. L.[1,2,3]; Corleto, B.[1]; Veras, N.[1]; Massone, H. E.[1,2]

[1] Universidad FASTA- Facultad de Ingeniería. Gascón 3145, Mar del Plata,
[2]Universidad Nacional de Mar del Plata-FCEyN, IGCyC-CIC. Funes 3350, Mar del Plata,
[3] CONICET, Av. Rivadavia 1917, C.A.B.A.
Email: agustinabarilari@gmail.com

RESUMEN

La sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos y el deterioro de la calidad del agua causada por la contaminación, así como por las deficiencias de la existente infraestructura, requieren atención inmediata. El objetivo del trabajo es proponer una metodología multidisciplinaria para el desarrollo de un modelo de decisión multicriterio en la gestión del agua subterránea en el Partido de General Pueyrredon (PGP). Se adoptó una estrategia participativa mediante talleres multidisciplinarios, con organizaciones gubernamentales y científicos vinculados a la gestión del recurso hídrico. El software utilizado para el desarrollo del modelo multicriterio fue Criterium Decision Plus 4.0 Beta (CDP). Se consideraron 14 cuencas hídricas y se definieron 5 criterios de evaluación, cada uno de ellos con sus respectivos subcriterios. La metodología se llevó adelante en 4 etapas consecutivas. Etapa 1: Elaboración de modelo de decisión multicriterio preliminar por el equipo técnico. Etapa 2: Realización del primer taller multidisciplinario para la validación del modelo preliminar y otorgar peso a los subcriterios. Etapa 3: Resultados del modelo de decisión preliminar. Etapa 4: Realización de segundo taller para la validación de los resultados del modelo y realización del modelo multi-voiced. Los resultados obtenidos en los modelos de decisión propuestos fueron similares. Se obtuvieron 5 cuencas con mayor prioridad, al noreste del PGP: Los Cueros, Arroyo Seco, Los Patos, La Tapera, De Los Padres. Las cuencas que presentaron prioridad intermedia son: Vivoratá, El Cardalito, Las Chacras, Las Brusquitas, Chapadmalal y San Eduardo. Por último, las cuencas que presentan menor prioridad son: Seco Sur, Lobería y Corrientes. Desarrollar modelos de decisión multicriterio, integrando características del sistema natural y socioeconómico, sumado a los diferentes aportes desde las distintas instituciones, resultó una herramienta positiva de apoyo a la toma de decisiones de la gestión del recurso hídrico subterráneo.

PALABRAS CLAVES: Agua Subterránea; Cuencas Hídricas; Análisis Multicriterio.

ABSTRACT

The overexploitation of groundwater resources and the deterioration of water quality caused by pollution, as well as deficiencies in existing infrastructure, require immediate attention. The aim of this paper is to propose a multidisciplinary methodology for the development of a multi-criteria decision model for groundwater management in General Pueyrredon District (PGP). A participatory strategy was adopted through multidisciplinary workshops, with government organizations and scientists linked to water resource management. The software used for the development of the multi-criteria model was Criterium Decision Plus 4.0 Beta (CDP). Fourteen watersheds were considered and five evaluation criteria were defined, each with its respective sub-criteria. The methodology was carried out in 4 stages. Stage 1: Preparation of a preliminary multi-criteria decision model by the technical team. Stage 2: Carrying out the first multi-disciplinary workshop to validate the preliminary model and weight the sub-criteria. Stage 3: Results of the preliminary decision model. Stage 4: Holding of the second workshop to validate the model results and carrying out the multi-voiced model. The results obtained in the proposed decision models were similar. Five watersheds obtained the

highest priority, to the northeast of the PGP: Los Cueros, Arroyo Seco, Los Patos, La Tapera, De Los Padres. Watersheds with intermediate priority are: Vivoratá, El Cardalito, Las Chacras, Las Brusquitas, Chapadmalal and San Eduardo. Finally, the watersheds with the lowest priority are: Seco Sur, Lobería and Corrientes. Developing multi-criteria decision models, integrating characteristics of the natural and socioeconomic system, added to the different contributions from the various institutions, was a positive tool to support decision-making in groundwater resources management.

KEY WORDS: Groundwater; Watersheds; Multi-criteria Analysis

INTRODUCCIÓN

La sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos y el deterioro de la calidad del agua causada por la contaminación, así como por las deficiencias de la existente infraestructura, requieren atención inmediata. Los recursos hídricos son vulnerables a cuatro fuentes principales de contaminantes: aguas residuales domésticas, lixiviados de desechos sólidos, efluentes industriales y actividades agrícolas. Esto destaca el papel de los mercados, la planificación urbana, los seguros, las políticas, la tecnología, la gobernanza, las actitudes y valores culturales, las instituciones, los marcos legales y las estrategias de toma de decisiones en la mitigación del deterioro hídrico (UNESCO, 2019).

El agua subterránea es la única fuente de abastecimiento para la población y soporte esencial de las diversas actividades que se desarrollan en el sudeste bonaerense; constituye, además, un insumo esencial en los servicios ecológicos de los ecosistemas. En las últimas dos décadas la población creció significativamente. Se muestran notables dinámicas socioespaciales y se han observado varias transformaciones: crecimiento demográfico; expansión residencial e intensificación agrícola (Daga et al., 2017). Dichas transformaciones han sumado presiones del uso del suelo sobre los recursos naturales, que conduce a una mayor amenaza de contaminación del recurso hídrico.

La complejidad y dificultad de las estrategias de toma de decisiones radica en la interacción existente entre la capacidad institucional y humana que son de apoyo para la planificación y elaboración de un plan de acción. Las herramientas que ayudan a maximizar el consenso y minimizar el conflicto entre grupos de interés pueden conducir a mejores decisiones con respecto a los programas de gestión de los recursos hídricos. El análisis multicriterio (en inglés, MCA) es una herramienta que puede satisfacer esta necesidad. Las técnicas de MCA tienen la capacidad de realizar una evaluación predictiva de diferentes escenarios y de facilitar la toma de decisiones participativa al procurar la consideración de múltiples criterios, objetivos y percepciones conflictivas (González y Enríquez-de-Salamanca, 2018).

El objetivo del trabajo es proponer una metodología multidisciplinaria para el desarrollo de un modelo de decisión multicriterio en la gestión del agua subterránea en el Partido de General Pueyrredon (PGP). El modelo multicriterio se desarrolló en el marco del Proyecto “Aplicaciones de Modelos de Decisión Multicriterio y Sistemas de Información Geográfica para la gestión de los recursos hídricos en el Partido de General Pueyrredon” de la Facultad de Ingeniería de la Universidad FASTA (con investigadores de UFASTA; UNMdP y CONICET) y con la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires (ADA) como entidad colaborativa.

ÁREA DE ESTUDIO

El Partido de General Pueyrredon se encuentra ubicado al sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, entre los 37° 70´ y los 38° 02´de latitud Sur y los 57° 52´ y los 58° de longitud Oeste. Tiene una superficie de 1.460 km². El Partido de General Pueyrredon tiene una población de 620.000 habitantes, y Mar del Plata, su ciudad cabecera posee más

de 614.000 habitantes. En su territorio se desarrollan diversas actividades, residencial, turística, portuaria, agrícola intensiva y extensiva entre las más importantes.

En el área de estudio se definieron 14 cuencas hídricas (Figura 1). Las cuencas hídricas dentro de los límites del área urbana de Mar del Plata y los sectores que no tienen una red de drenaje definida fueron restringidas en el desarrollo del modelo. Las 14 cuencas propuestas constituyen las alternativas del modelo de decisión multicriterio.

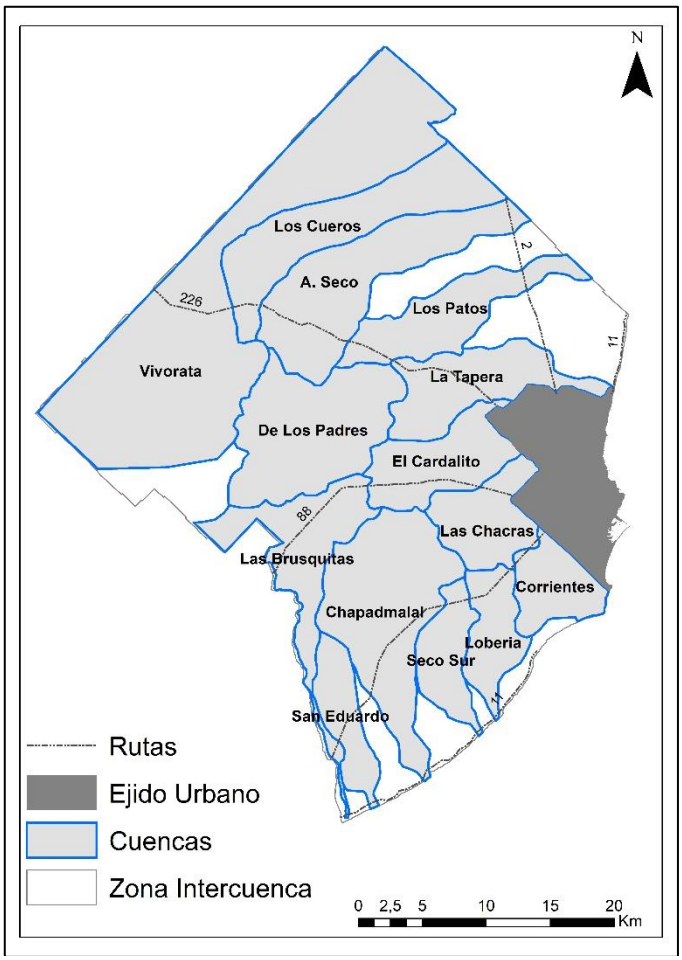


Figura 1 - Mapa de cuencas hídricas y localidades.

METODOLOGÍA

El modelo de decisión multicriterio se realizó con el software Criterium Decision Plus 4.0 Beta (CDP, InfoHarvest Inc., Murphy, 2014) el cual se utiliza para gestionar procesos de decisión, ejecutándose como una aplicación de Windows. En el mismo se puede fijar un objetivo, agregar y ponderar criterios (y subcriterios) e ingresar alternativas, para definir un orden de prioridad de las alternativas propuestas.

Para el desarrollo de este modelo se adoptó una metodología participativa mediante talleres dirigidos a organizaciones gubernamentales y científicos vinculados a la toma de decisión en la gestión de los recursos hídricos (Figura 2).

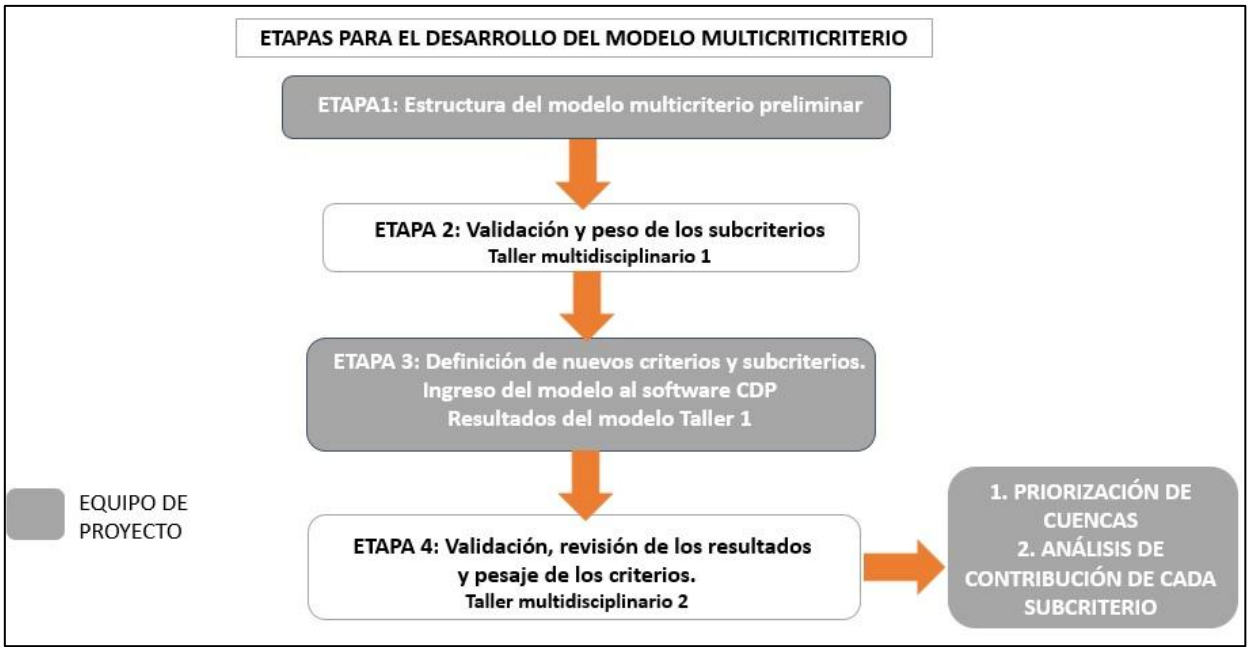


Figura 2 - Metodología multidisciplinaria para el desarrollo del modelo de decisión.

La estrategia adoptada apunta a vincular expertos en la temática, para que, a través del trabajo en conjunto, se obtenga un modelo más preciso a la situación real de las cuencas hídricas del PGP.

Los datos para la valoración de los criterios y subcriterios fueron obtenidos de fuentes como el INDEC, relevamiento de datos propios, trabajos científicos precedentes, información recopilada e información brindada por los actores.

RESULTADOS

Etapa 1: Estructura del modelo de decisión multicriterio preliminar.

En una primera instancia el equipo del proyecto preparó un modelo de decisión multicriterio preliminar (Figura 3) definiendo el objetivo, las alternativas, los criterios y los subcriterios, identificando fuentes de datos y modos de rating para cada criterio y subcriterio; todo este trabajo fue consensuado con la delegación local de la Autoridad del Agua.

El objetivo del modelo fue priorizar las cuencas hídricas del PGP en función de las necesidades de gestión del recurso hídrico subterráneo. Para ello se definieron 3 criterios, cada uno de ellos con sus respectivos subcriterios:

- Calidad: se refiere a la potencialidad de una pérdida de calidad del agua subterránea en función de la combinación del uso del suelo y vulnerabilidad del acuífero.
- Cantidad: se refiere a la disponibilidad y uso del agua subterránea (Oferta y Demanda).
- Equidad: se refiere a la posibilidad de que la población pueda acceder al agua segura de acuerdo a sus necesidades.

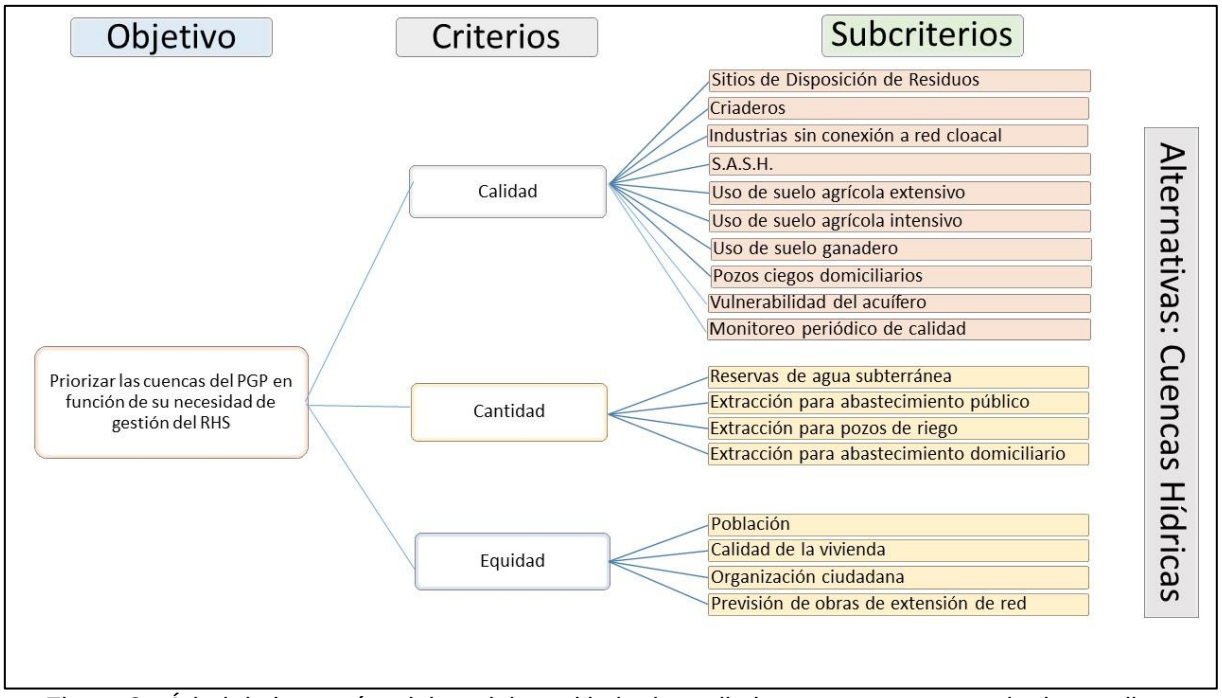


Figura 3 - Árbol de jerarquías del modelo multicriterio preliminar propuesto para el primer taller.

Etapa 2: Validación y peso de los subcriterios. Primer Taller (agosto de 2019)

Participaron profesionales pertenecientes a: ADA (Autoridad del Agua de la provincia) - OSSE (empresa municipal de extracción y distribución de agua del Partido de Gral. Pueyrredon) - INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) - Dirección de Gestión Ambiental (Municipio PGP) - Investigadores de Universidad Nacional de Mar del Plata/CONICET/UFASTA. El perfil disciplinario de los participantes abarca tanto a las ciencias sociales y humanas, como a las naturales y a las ingenierías.

El objetivo de este primer taller fue poner en discusión la estructura del modelo preliminar realizado, particularmente criterios y subcriterio. El objetivo y las alternativas fueron consideradas fijas.

Las actividades realizadas en el taller fueron:

- Explicación del modelo presentado
- Discusión de la estructura del modelo de decisión preliminar.
- Validación de los criterios y los subcriterios. Los participantes del taller se reunieron en grupos y trabajaron con la estructura del modelo. Luego las modificaciones realizadas por cada grupo se discutieron en una puesta en común.
- Pesaje de los criterios y subcriterios por asignación directa de pesos: Para esta actividad se consensuó que los 5 criterios finales tendrían igual peso en el modelo (0.2 cada uno). Se entregó a cada organización una tabla con el listado de los subcriterios (ya consensuados); en ella, cada subcriterio debía ser pesado de 1 a 10, (siendo 1 la menor importancia y 10 la mayor importancia).

La estructura del modelo, modificada (de la preliminar) y consensuada por todos los participantes se presenta en la Figura 4. Los criterios propuestos inicialmente fueron modificados agregando 2 nuevos criterios: “vulnerabilidad del acuífero” y el criterio “uso de suelo con carga contaminante”.

Los subcriterios incluidos dentro del criterio “calidad” pasaron a formar parte del criterio “uso del suelo con carga contaminante”, con excepción del subcriterio “monitoreo periódico de calidad” que fue eliminado y “vulnerabilidad del acuífero” que, como se

mencionó anteriormente, adquirió la jerarquía de criterio. Al criterio “calidad” se le asignaron 3 nuevos subcriterios (“físico-químico”, “bacteriológico” y “fitosanitarios”).

Los subcriterios que explican el criterio de “cantidad” se mantuvieron iguales a los propuestos en un principio; por último, de los subcriterios pertenecientes a “equidad” se eliminó el de “previsión de extensión de red “y se agregó el de “nivel educativo del jefe de hogar”.

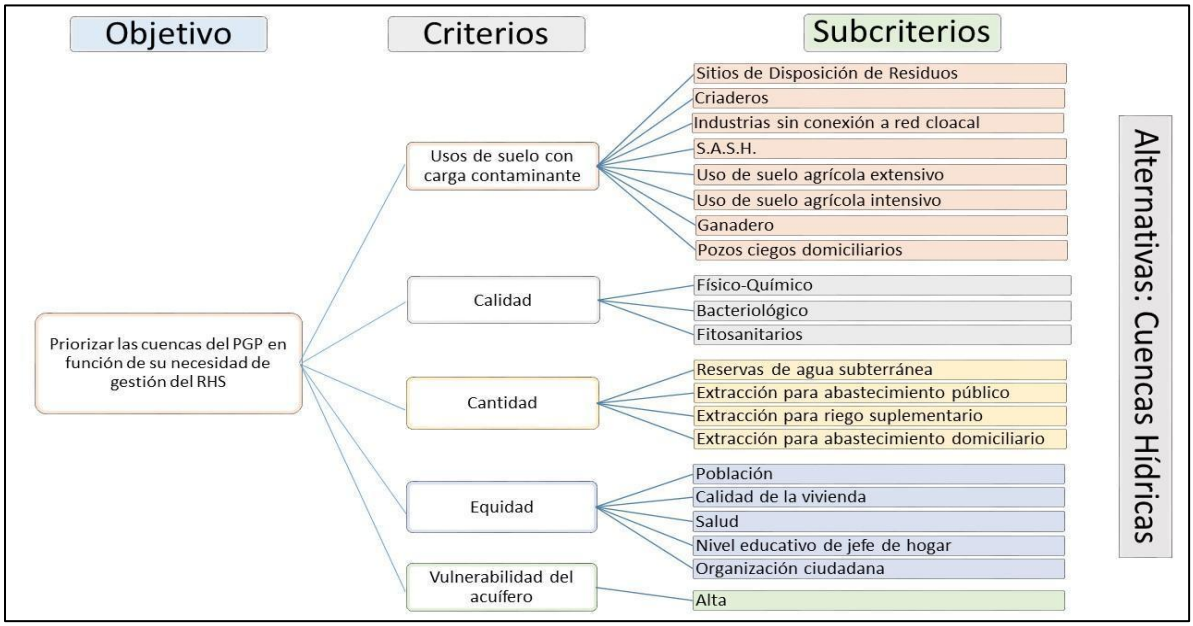


Figura 4- Estructura (árbol de jerarquía) del modelo de decisión multicriterio consensuado.

Luego los pesos finales se obtuvieron tomando el promedio de los pesos otorgados por cada una de las instituciones (Tabla 1).

Tabla 1- Pesos finales promedio para cada subcriterio otorgados por cada institución participante.

Subcriterio	***Peso final consensuado***	***Subcriterio***	***Peso final consensuado***
Sitios de Disposición de Residuos	*8,33*	***Extracción para riego suplementario***	7,16
Criaderos	*7,33*	***Extracción para abastecimiento domiciliario***	5,8
Industrias sin conexión cloacal	*8,83*	***Población***	6,8
Sistemas de Almacenamiento Subterráneo de Hidrocarburos (SASH)	*8,16*	***Calidad de la vivienda***	7,7
Agrícola extensivo	*5,66*	***Salud***	7,3
Agrícola intensivo	*8,5*	***Nivel educativo del Jefe de Hogar***	7,5
Ganadero	*4,83*	***Organización ciudadana***	6,7
Pozos ciegos domiciliarios	*7,66*	***fisicoquímico***	7,7
Reservas de agua subterránea	*9,33*	***bacteriológico***	9,3
Extracción para abastecimiento público	*8,5*	***Fitosanitario***	9

Etapa 3: Definición de nuevos criterios y subcriterios

A partir del modelo multicriterio consensuado en el primer taller se trabajó en la definición de los dos nuevos criterios:

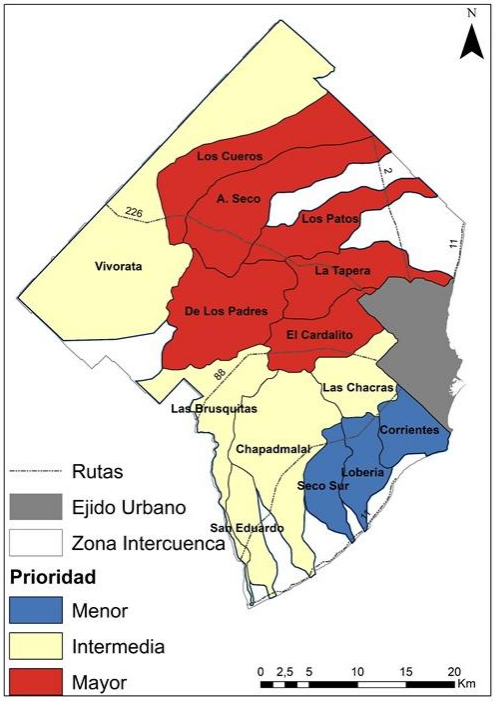
- Uso del suelo con carga contaminante: se refiere a las actividades que se desarrollan en el PGP y que poseen una carga contaminante potencial que puede afectar las aguas subterráneas.
- Vulnerabilidad del acuífero: representa la sensibilidad intrínseca del acuífero para ser adversamente afectado por una carga contaminante impuesta. Se evalúa por la metodología DRASTIC (Aller et al.1987).

Luego se trabajó en la definición de los subcriterios propuestos (Tabla 1). El equipo técnico y la Autoridad del Agua iniciaron un debate acerca de algunos aspectos:

- El primero de ellos fue el uso del término “fitosanitarios”, este término fue propuesto por profesionales que se desempeñan en INTA; no obstante, gran parte de la población los denomina agrotóxicos. Pensando en ambos términos se decidió utilizar el término agroquímico, para ser más neutral.
- Acerca de los subcriterios de calidad no se podría disponer de datos con concentraciones reales por cuenca para trabajar en el modelo; por ello se decidió utilizar el término “potencial pérdida”; de esta manera se expresaron como: potencial pérdida de calidad físico-química, potencial pérdida de calidad bacteriológica y potencial pérdida de calidad por agroquímicos.
- Por último, se debatió sobre la separación de los subcriterios de uso de suelo agrícola intensivo, agrícola extensivo y ganadero. En las áreas con uso del suelo agrícola del PGP se diferencian claramente aquellas de agricultura intensiva, pero las áreas con agricultura extensiva y ganadería están a menudo integradas, existiendo un uso mixto, por eso se decidió reducir a dos subcriterios: agrícola intensivo y agrícola extensivo/ganadero.

Resultados del modelo obtenido en el Primer taller

Con la información disponible de cada subcriterio, se prepararon los mapas de cada factor, utilizando el software QGIS 3.4 (QGIS Development Team, 2018). Luego se definieron los ratings para cada subcriterio, se asignaron los pesos definidos en el taller para cada subcriterio y se procedió a correr el modelo con igual pesos en criterios. Los resultados se definen como puntajes de decisión (decision scores) para cada alternativa (Figura 5), cuanto mayor es el valor del puntaje de decisión, mayor es la prioridad de esa alternativa. A partir de este puntaje se obtuvo el mapa resultado de la priorización de las cuencas (Figura 5) donde pueden observarse 6 cuencas de mayor prioridad, 5 de prioridad intermedia y 3 de menor prioridad. Esta clasificación se realizó aplicando el método de Natural Breaks a los resultados del puntaje de decisión. El mapa obtenido fue utilizado como insumo del segundo Taller.

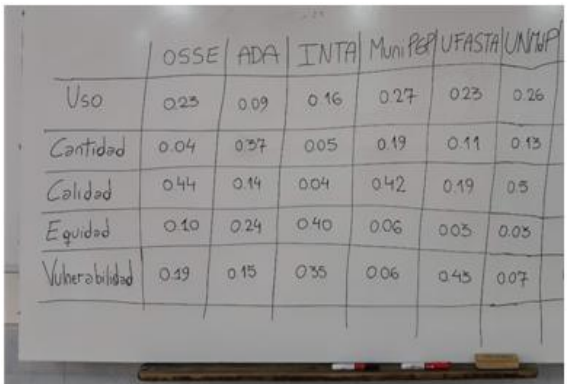


Alternativas	Decision Score
3. Arroyo Seco	0,613
4. Los Patos	0,603
6. La Tapera	0,552
5. De los Padres	0,530
2. Los Cueros	0,504
7. El Cardalito	0,481
14. Las Brusquitas	0,400
1. Vivorata	0,399
12. Chapadmalal	0,399
8. Las Chacras	0,398
13. San Eduardo	0,387
9. Corrientes	0,308
10. Loberia	0,301
11. Seco Sur	0,225

Figura 5 - Puntaje de decisión del modelo con criterios de pesos iguales y Mapa de prioridades por cuencas hídricas resultantes.

Etapa 4: Validación de los resultados del modelo y proceso de ponderación de los criterios. Segundo Taller: Modelo Multi-voiced (noviembre de 2019).

Se convocaron a los mismos profesionales que habían participado en el primer taller. El objetivo del segundo taller fue discutir el mapa elaborado por el modelo multicriterio y ponderar los criterios para obtener un nuevo mapa resultado, esta vez con ponderación diferenciada en los criterios. Cada institución otorgó pesos a los criterios por el método de pares comparados. La ponderación se llevó a cabo en una planilla Excel, elaborada por el equipo del proyecto. El resultado de los pesos obtenidos se muestra en la Figura 6.



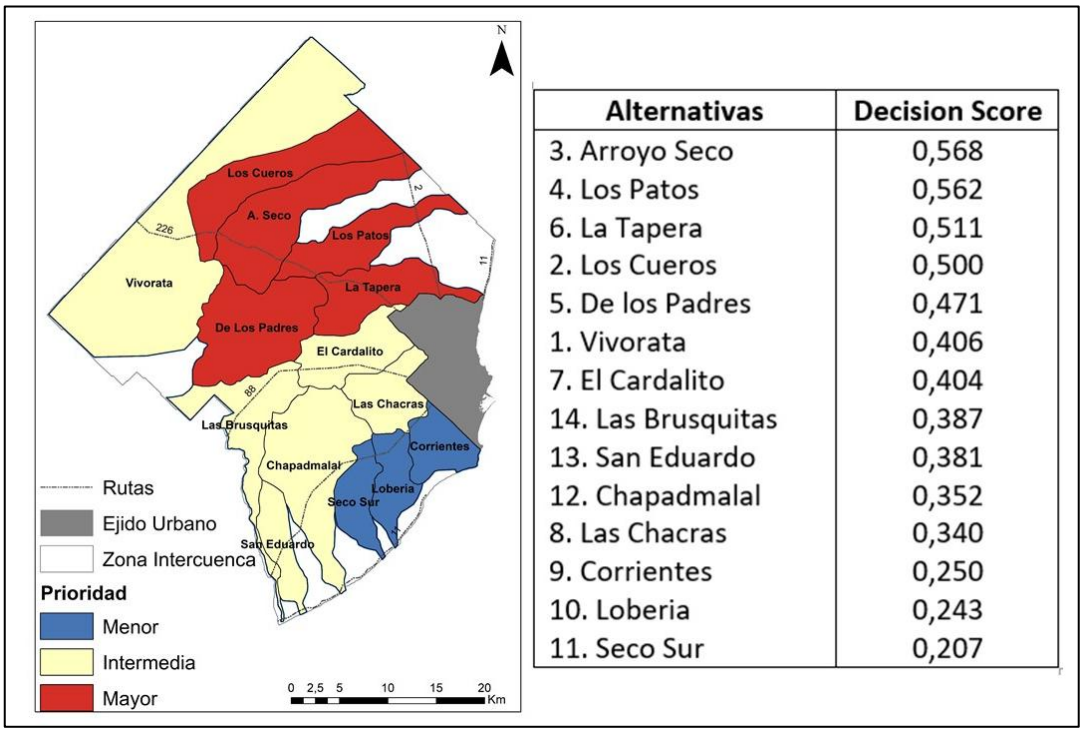
	OSSE	ADA	INTA	Muni	PBP	UFASTA	UNMdP
Uso	0.23	0.09	0.16	0.27	0.23	0.26	
Cantidad	0.04	0.37	0.05	0.19	0.11	0.13	
Calidad	0.44	0.14	0.04	0.42	0.19	0.5	
Equidad	0.10	0.24	0.40	0.06	0.03	0.03	
Vulnerabilidad	0.19	0.15	0.35	0.06	0.45	0.07	

Figura 6 - Pesos obtenidos para los criterios por cada institución participante.

Se obtuvieron 6 ponderaciones distintas para cada criterio, una por cada institución participante, para lo cual se utilizó la herramienta “Multi – Voiced” del software CDP; donde se combinan todas las “voces”, para alcanzar un resultado final representativo.

Resultados del modelo Multi-voiced

Se corrió, en esta oportunidad, el modelo multi-voiced en CDP con su nueva estructura. Con los resultados de los puntajes de decisión se generó un nuevo mapa de prioridades. Se obtuvieron 5 cuencas con mayor prioridad: Los Cueros, Arroyo Seco, Los Patos, La Tapera, De Los Padres; 6 de prioridad intermedia: Vivoratá, El Cardalito, Las Chacras, Las Brusquitas, Chapadmalal y San Eduardo, y 3 de menor prioridad: Seco Sur, Lobería y Corrientes (Figura 7).



Alternativas	Decision Score
3. Arroyo Seco	0,568
4. Los Patos	0,562
6. La Tapera	0,511
2. Los Cueros	0,500
5. De los Padres	0,471
1. Vivorata	0,406
7. El Cardalito	0,404
14. Las Brusquitas	0,387
13. San Eduardo	0,381
12. Chapadmalal	0,352
8. Las Chacras	0,340
9. Corrientes	0,250
10. Loberia	0,243
11. Seco Sur	0,207

Figura 7 - Decision scores y Mapa de prioridades del modelo Multi-voiced.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos por ambos procedimientos (Modelo 1: igual pesos en criterio y Modelo 2: Multi-voiced), muestran mapas de prioridad similares. En ambos casos las cuencas de mayor prioridad corresponden a una parte importante del área periurbana, donde coexisten múltiples usos de suelo. Las cuencas de menor prioridad se mantienen iguales en ambos casos, y la principal diferencia se da en la cuenca del arroyo Cardalito que pasa de mayor prioridad a intermedia en el modelo Multi-voiced. Este descenso de prioridad en dicha cuenca, se adjudica a dos razones: al bajo peso del criterio equidad otorgado en el segundo taller (ver Figura 7) y la baja contribución que tiene el criterio vulnerabilidad del acuífero, dado que el valor del índice DRASTIC es muy bajo por estar influenciado por el descenso del nivel freático debido a la presencia de los pozos de explotación. A pesar de la importancia que tiene esta cuenca como cuenca periurbana, se decidió utilizar como referencia al modelo Multi-voiced, ya que contempla las ponderaciones de criterios de las instituciones participantes.

Las 5 cuencas que presentan mayor prioridad en el modelo Multi-voiced son las que se encuentran al noreste del PGP. Como características principales de las mismas se pueden destacar que Los Cueros, Arroyo Seco y Los Patos presentan un uso del suelo rural extensivo/ganadero y con baja cantidad de habitantes, mientras que La Tapera y De Los Padres poseen un uso del suelo rural intensivo y una mayor cantidad de habitantes. Por otro lado, La Tapera, Los Cueros, Arroyo Seco y Los Patos están en el área distal de explotación

de OSSE. En la cuenca de Los Padres existe un área de reserva provincial que es un humedal dependiente del agua subterránea.

El modelo multicriterio propuesto excluye áreas dentro del PGP dejándolas fuera del análisis (como es el ejido urbano); esto es debido a que las mismas no corresponden a cuencas de drenaje o a que son áreas altamente urbanizadas en las que existe una alta intervención humana en los drenajes y en las que los límites de las cuencas quedan desdibujados dificultando la identificación de las mismas.

La metodología desarrollada presenta aspectos que son originales y novedosos a escala local y regional. El diseño y desarrollo de modelos de decisión multicriterio, integrando características del sistema natural y socioeconómico, sumado al enfoque multidisciplinario, constituyeron una herramienta positiva de apoyo a la toma de decisiones. La adopción de una metodología participativa mediante talleres dirigidos a organizaciones gubernamentales vinculadas a la toma de decisión en la gestión hídrica resultó enriquecedora para llegar a los resultados del modelo Multi-voiced. Se pudo obtener una visión global de la problemática ambiental del recurso hídrico en el PGP planteada desde diferentes disciplinas. Una característica importante de estos modelos es que permiten el uso y la captura de los conocimientos expertos de un amplio espectro de las ciencias naturales, y además pueden aplicarse efectivamente a una variedad de temáticas/problemáticas vinculadas a la gestión ambiental (Rizzoli y Young, 1997).

Estos resultados de priorización son el puntapié para una segunda instancia en donde se realizará el análisis de las contribuciones de cada criterio y subcriterio en el modelo Multi-voiced y se analizará la propuesta de acciones de gestión del recurso hídrico acordes a las contribuciones obtenidas en la primera instancia.

REFERENCIAS

Aller, L., Bennet, T., Lehr, J. H., Petty, R. J. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. US Environmental Protection Agency. EPA/600/2-85-018

Daga, D.; Zulaica, I., Ferraro, R., Vazquez, P. 2017. Expansión e intensificación hortícola en el partido de General Pueyrredon, Argentina: sustentabilidad ecológica e impactos ambientales. Revista Geografia em Questao, 10, pp. 102-117.

Murphy, P.J., 2014. Criterium DecisionPlus. In: Reynolds, K.M., Hessburg, P.F., Bourgeron, P.S. (Eds.), Making transparent environmental management decisions: applications of the ecosystem management decision support system. Springer, Berlin, Germany, pp. 35–60.

WWAP (UNESCO World Water Assessment Programme). 2019. The United Nations world water development report 2019: leaving no one behind. Paris, UNESCO. 201 pp.

González, A., Enríquez de Salamanca Sánchez-Cámara, A. 2018. Spatial multi-criteria analysis in environmental assessment: A review and reflection on benefits and limitations. Journal of Environmental Assessment Policy and Management, 20(3):1840001. DOI: 10.1142/S146433321840001X.

QGIS Development Team. (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. https://qgis.org.

Rizzoli, E., Young, W.J. 1997. Delivering environmental decision support systems: software tools and techniques. Environmental Modelling & Software, 12, pp. 237-249.

PROCESOS HIDROLÓGICOS Y PRIORIZACIÓN DEL MANTENIMIENTO DE CAMINOS RURALES EN EL SE BONAERENSE.

Puricelli, M.

INTA EEA Balcarce; Ruta Nacional 226, Km 74.5.
puricelli.marino@inta.gob.ar

RESUMEN

Los procesos hidrológicos afectan la superficie del terreno y, en consecuencia, las infraestructuras humanas desarrolladas en él. En el caso particular de los caminos y rutas de transporte, estos interactúan con las rutas de drenaje natural y las obras de drenaje desarrolladas dentro de los establecimientos rurales. En la región pampeana, cuencas agrícolas como las discutidas en este trabajo han sufrido y están sufriendo constantes modificaciones antrópicas que afectan directamente su red de escorrentías y consecuentemente su comportamiento hidrológico. Dicha interacción provoca efectos directos sobre el funcionamiento y sostenibilidad de los caminos, tales como erosión y/o anegamiento. En el actual escenario hidrológico, la conservación de los caminos rurales no asfaltados del sudeste Bonaerense implica la erogación contante de fondos que sólo garantizan la solución parcial y temporal de los problemas de drenaje. Dada la evolución de los precios de los insumos y servicios, esta cifra es creciente en el tiempo. El objetivo de este trabajo es desarrollar cartografía de vulnerabilidad hídrica que afecta la operación de caminos sin pavimentar en una cuenca piloto en el sector Sureste de la Provincia de Buenos Aires. Se aplicaron herramientas geoestadísticas y de la modelación hidrológica en una cuenca piloto a fin de analizar y comprender los efectos hidrológicos de la intervención antrópica del terreno y la la vulnerabilidad de los caminos rurales a los mismos. La información generada a partir de los resultados obtenidos se constituye como una herramienta válida y adaptada a la región para la priorización por parte de las autoridades locales de las obras de mantenimiento y mejora de caminos rurales.

Palabras clave: hidrología, caminos rurales, anegamiento, priorización

ABSTRACT

Hydrological processes affect the surface of the land and, consequently, the human infrastructures developed on it. In the particular case of roads and transportation routes, these interact with natural drainage routes and drainage works developed within rural establishments. In the Pampean region, agricultural basins such as those discussed in this paper have suffered and are undergoing constant anthropic modifications that directly affect their runoff network and consequently their hydrological behavior. This interaction causes direct effects on the functioning and sustainability of roads, such as erosion and / or waterlogging. In the current hydrological scenario, the conservation of unpaved rural roads in the southeast of Buenos Aires implies the constant disbursement of funds that only guarantee the partial and temporary solution of the drainage problems. Given the evolution of the prices of inputs and services, this figure is increasing over time. The objective of this work is to develop a water vulnerability cartography that affects the operation of unpaved roads in a pilot basin in the Southeast sector of the Province of Buenos Aires. Geostatistical tools and hydrological modeling tools were applied in a pilot basin in order to analyze and understand the hydrological effects of the anthropic intervention of the land and the vulnerability of rural roads to them. The information generated from the results obtained is constituted as a valid tool adapted to the region for prioritization by local authorities of the maintenance and improvement works of rural roads.
Keywords: Hydrology; Rural roads; Waterlogging; Prioritization.

INTRODUCCIÓN

Los procesos hidrológicos afectan a la superficie del terreno y, en consecuencia, a las infraestructuras antrópicas desarrolladas sobre la misma. En el caso particular de los caminos y vías de transporte, los mismos interactúan con las vías naturales de escurrimiento y las obras de drenaje desarrolladas dentro de los establecimientos rurales (Buchanan et al., 2013). Dicha interacción provoca efectos directos sobre el funcionamiento y sostenibilidad de los caminos, tales como erosión y/o anegamiento. En el actual escenario hidrológico, la conservación de los caminos rurales no asfaltados del sudeste Bonaerense implica la erogación contante de fondos que sólo garantizan la solución parcial y temporal de los problemas de drenaje. Dada la evolución de los precios de los insumos y servicios, esta cifra es creciente en el tiempo.

En la región pampeana las cuencas agrícolas como las que se trata en este trabajo, han sufrido y sufren constantes modificaciones antrópicas que afectan directamente a su red de escurrimiento y en consecuencia a su funcionamiento hidrológico (Paoloni et al., 1997; Puricelli et al., 2014).

Dada esta situación, es necesario contar con herramientas para el desarrollo de políticas y negociaciones institucionales que permitan su mantenimiento y mejora, así como incrementar la eficiencia presupuestaria. Para esto se requiere contar con fundamentos técnicos de base científica, productos de un estudio realizado a tal propósito. En este sentido, se propone desarrollar un trabajo de investigación hidrológica aplicada.

A partir del diálogo entre profesionales del INTA AER Mar del Plata, AER OTamendi y EEA Balcarce, con la Municipalidad de Miramar, se desarrolló un trabajo de campo y gabinete con el fin de detectar y caracterizar el efecto de las vías de comunicación terrestre (rutas asfaltadas, ferrocarril y camino de tierra) y de las obras de drenaje en áreas rurales, sobre el funcionamiento hidrológico del terreno en las cuencas vertientes en el Partido de Alvarado.

El presente trabajo tiene por objetivo el desarrollo de cartografía de vulnerabilidad hídrica que afecten al funcionamiento de los caminos no asfaltados en una cuenca piloto en el sector Sudeste de la Provincia de Buenos Aires. Se excluye de este estudio las pareas densamente pobladas y los procesos hidrológicos que eventualmente se desarrollen en su interior.

En el presente trabajo se exponen los resultados desarrollados para una de las principales cuencas de la región estudiada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La escala de trabajo es de cuenca, equivalente a una escala de semidetalle en un mapa de suelos (Ligier, 2014). A esta escala, las áreas densamente urbanizadas representan un porcentaje muy bajo de la superficie a analizar, a la escala de trabajo del presente estudio, se consideran que: a) son hidrológicamente impermeables en su totalidad y b) su relieve es equivalente a la topografía original del terreno descrita en la cartografía disponible.

El área de trabajo se encuentra dentro de la Vertiente Atlántica Occidental de la Provincia de Buenos Aires, y comprende la totalidad del partido de General Alvarado, así como sectores perteneciente a los partidos de General Pueyrredón, Balcarce y Lobería. La superficie que abarca es de aproximadamente las 830 km^2 (Figura 1)

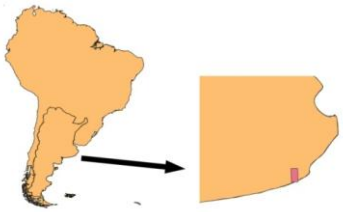


Figura 1: Localización del área de estudio (en rojo)

Ligier et al, (2018) diferencian tres grandes paisajes definidos por el meso-relieve de acuerdo al modelo de análisis fisiográfico.

1) Sistema de Sierras y Pedemonte de Tandilia: se extiende desde Olavarría a Mar del Plata. Las sierras están constituidas por rocas del paquete sedimentario de cuarcitas, las que se disponen de manera tabular, conformando cimas que le otorgan a las sierras formas mesetiformes. En éstas, y en los escarpes y colinas, se expresan espesores regulares de sedimentos eólicos recientes. En el pedemonte, y laderas algo alejadas de las sierras, las pendientes varían entre el 7 y el 9 %.

2) Pampa Austral Interserrana: es el paisaje de mayor extensión geográfica en la región; en este dominan geoformas las cuales se asocian suelos profundos, con otros limitados por la formación de costras calcáreas (tosca). En sectores especificos, el loess llega a 2-3 metros de profundidad, mientras que en algunas lomas suaves, parcialmente desmanteladas, la tosca puede estar dentro de los primeros 50-70 cm y, en casos puntuales, aflora de manera discontinua. Las formas predominantes son: laderas (4-6% de pendiente); lomadas fuertemente onduladas (3-6%), lomadas suavemente onduladas (1-3%), planos tendidos (0,5-1%); cubetas y depresiones (0-0,5%).

3) Dunas litorales: estas dunas costeras (hoy degradas por acción antrópica) presentan un valor relevante en cuanto a los servicios ecosistémicos que prestan (control de erosión marina, provisión de agua dulce, patrimonio arqueológico y paleontológico, entre otros).

La Figura 2 señala la distribución espacial de los principales tipos de suelos del área de trabajo, basada en la información de INTA (2013).

El desarrollo del presente trabajo implicó diferentes etapas: a) creación de una base cartográfica digital, b) elaboración de un modelo digital del terreno, c) delimitación de la cuenca, d) relevamiento de campo y e) modelación hidrológica y validación a campo

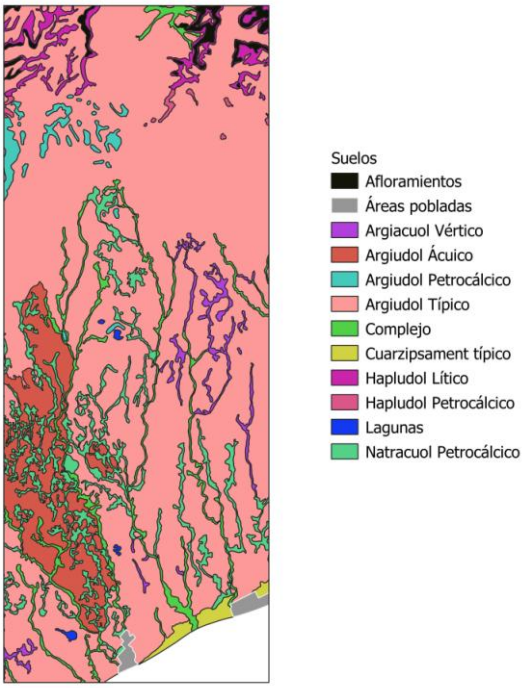


Figura 2: Distribución espacia de los principales suelos de la zona de estudio

Base cartográfica digital

En primer lugar, en esta etapa, se construyó una base cartográfica digital con el conjunto de capas de información cartográfica, necesarias para el estudio (topografía, suelos, red de drenaje, vías de comunicación, etc.), a fin de contar con una base de información suficiente para interpretar hidrológicamente el territorio y dirigir los trabajos de campo.

Se realizó la recopilación de la información relativa al mapa de suelos a escala 1:50.000, la digitalización completa de las curvas de nivel de 10 hojas topográficas del IGM a escala 1:50.000 (Tabla 10), y los rasgos se origen antrópico o natural que potencialmente modifiquen el flujo de agua por la superficie del terreno. Así se obtuvo información cartográfica respecto a: a) los cursos de agua existentes, b) todas aquellas vías de comunicación sin asfaltar que (caminos vecinales, caminos internos) , c) traza del ferrocarril , d) rutas asfaltadas dentro del territorio analizado, e) obras de drenaje rural, y f) cárcavas permanentes. Finalmente se delimitaron áreas densamente urbanizadas, a fin de delimitar el alcance del presente estudio, tal como se especificó en apartados anteriores.

Modelo de elevación digital del terreno

Dado que una amplia superficie del territorio analizado es de relieve extremadamente llano, las características locales del terreno (relieve, pendientes, etc.) cobran particular importancia en la delimitación de los límites de cuenca y en el posterior análisis de su funcionamiento hidrológico. En consecuencia, a partir de la información topográfica digitalizada, se elaboró un modelo de elevación digital del territorio analizado, basado en la información topográfica digitalizada. Para su elaboración, se aplicaron técnicas geoestadísticas analizándose la dependencia espacial del atributo y realizar interpolaciones (Isaaks y Srivastava 1989, Deusch and Journel, 1998; Olea, 2009), para lograr una malla continua de valores separados entre sí 100 m. en ambas direcciones: x (E - O) e y (N - S) (Figura 3).

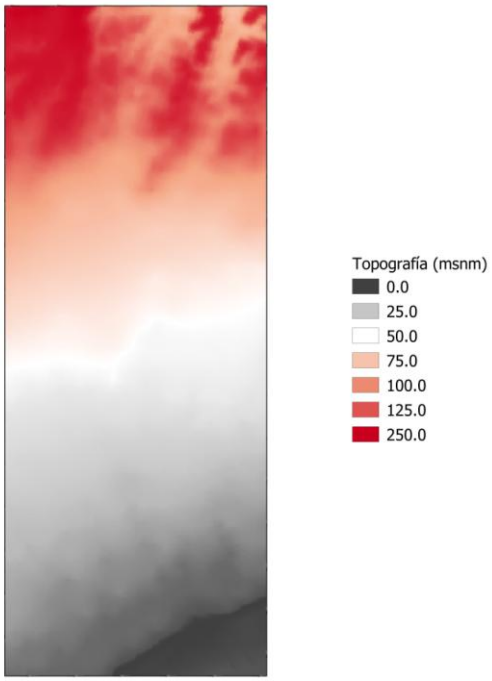


Figura 3: Modelo de Elevación Digital del área de trabajo.

Los resultados fueron corroborados mediante la validación cruzada del resultado del krigeado (Isaaks y Srivastava 1989). Finalmente, la incertidumbre de estimación fue evaluada a partir de los valores obtenidos en la validación cruzada, mediante el error medio cuadrático (MSE) para cada zona (Ecuación 1).

$$MSE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(z_i - \hat{z}) \quad (1)$$

Delimitación de la cuenca

En situaciones como la analizada, la delimitación de la cuenca no resulta un trabajo trivial basado exclusivamente en la información topográfica, sino que exige mayor cantidad y calidad de información y conocimiento del área de trabajo, tal como ya se explicó anteriormente. En consecuencia, la misma se realizó basándose en la información topográfica y el Modelo de elevación digital y considerando las diferentes modificaciones antrópicas del paisaje que podrían afectar al flujo de agua en la superficie del terreno, como terraplenes, alcantarillas, etc.

Relevamiento a campo

Se desarrolló un relevamiento a campo de las modificaciones antrópicas que afectan actualmente a la circulación del agua superficial. b) obras de drenajes rurales y cárcavas producto del manejo actual del suelo, c) Obras de drenaje lateral y transversal de caminos paso de agua, tales como alcantarillas, puentes y cunetas, tanto en rutas asfaltadas, como traza ferroviaria y caminos rurales. Esta información fue integrada con el resto ya procesada. Además, en el relevamiento a campo, se identificaron y localizaron los problemas de drenaje en las vías de comunicación (puntos críticos), utilizados posteriormente para la validación de la modelación hidrológica.

Modelación

Para el presente trabajo fue seleccionado el modelo TOPMODEL (Beven, 2012). Se trata de un modelo conceptual de generación escorrentía, de base física, que utiliza

información edafológica y topográfica, apto para cuencas pequeñas y medianas, para simular la generación de escorrentía basándose en os conceptos de flujo por saturación y subsuperficial (Beven, 2012), lo cual lo sitúa como un modelo apto para simular las condiciones hidrológicas del área de estudio. Este modelo puede utilizarse de para la simulación continua o por eventos a escala diaria o subdiaria. Esta última en forma de un índice que describe la tendencia del agua a acumularse en el perfil de suelo. Los parámetros del modelo pueden ser medidos o estimados a partir de la información disponible y se expresan en dimensiones físicamente coherentes.

El modelo fue definido en una malla de 100 m. de lado, coherente con la discretización del Modelo de Elevación Digital, antes mencionado.

Así, a partir de la formulación de este modelo, se define el déficit hídrico local en la Ecuación 2, donde $\acute{S}$ y $\acute{\lambda}$ son los valores medios de *S* y λ, respectivamente. Si el valor de S_i es menor o igual que cero, el suelo está saturado. De acuerdo a esta ecuación, todas las celdas de la cuenca que posean el mismo valor de λ_i poseerán el mismo comportamiento hidrológico Gayathri et al., (2015).

$$S_i = \acute{S} + m\left(\acute{\lambda} - \lambda_i\right) \quad (2)$$

Por otra parte, en la *m* es un parámetro del modelo que puede definirse según la Ecuación 3, donde, θ_{fc} y $\theta_{\wp}$ son el contenido de humedad del perfil de suelo a capacidad de campo y punto de marchitez permanente, respectivamente

$$m = \frac{\theta_{fc} - \theta_{\wp}}{f} \quad (3)$$

Para implementar estos conceptos, la cuenca se divide en elementos regulares de igual longitud de lados. En cada elemento, el modelo estima el déficit de almacenamiento hídrico del suelo, asumido en algunos casos como la profundidad a la cual se encentra el nivel freático, en cualquier ubicación dentro de la cuenca que se analiza. El déficit de almacenamiento es una función del índice topográfico *λ* (Ecuación 4), donde *a* es el área del elemento que se analiza.

$$\lambda_i = \frac{a}{tan\beta_i} \quad (4)$$

En la parametrización de un modelo hidrológico distribuido, como el utilizado en este trabajo, la información respecto a la cubierta de suelos es vital y a partir de ella es posible estimar el valor de cada parámetro del modelo de forma coherente en el espacio (Puricelli, 2003). La parametrización de las ecuaciones 2 y 3 se realizó a partir de información de suelos e información hidrológica existente en cuencas de la región.

La información de suelos provino del Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires (INTA, 2013). Con la misma se analizó la presencia y extensión espacial de las principales series de suelo en el área de trabajo. Con la información de los perfiles modales de estas series de suelos. Con esta información se estimaron las principales se estimaron las constantes hídricas θ_{fc} y $\theta_{\wp}$ de la Ecuación 3, empleando funciones de edafotransferencia (Rawls, et a l.,1985).

Por otra parte, a partir de la información histórica de caudales de escurrimiento en la cuenca del Arroyo Grande (Gráfico 1) se estimaron los parámetros *m* y $\acute{S}$ partir de lo propuesto por Beven (2012), respectivamente. La información de esta cuenca fue considerada en este estudio como representativa de la situación que se analizada, tanto por los ambientes que incluye como por la cercanía de esta cuenca al territorio analizado, criterio básico en la regionalización de parámetros hidrológicos. La cuenca del Arroyo Grande se desarrolla en casi su totalidad dentro del Partido de Balcarce, y posee una

superficie de 1320 Km2. Para élla se cuentan con registros históricos de aforo (caudal medio diario) entre los años 1966 y 1984. el valor de *f,* se dedujo a partir de los resultados anteriores.

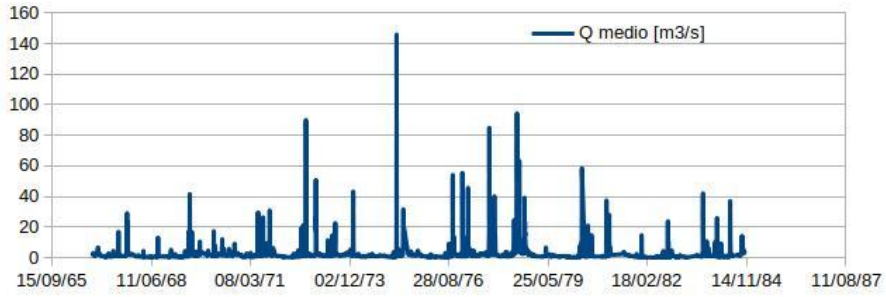


Gráfico 1: Caudales históricos de escurrimiento del Arroyo Grande (Provincia de Buenos aires)l

En el caso de la ecuación 4 se realizó a partir de procesar el Modelo del Elevación Digital, antes mencionado (Beven y Kirkby, 1979; Beven ,2012). La misma permitió que los píxeles ocupados por rutas asfaltadas y ferrocarril fueran afectados por factores positivos, mientras que los píxeles ocupados por alcantarillas o tramos de caminos de tierra situados bajo el nivel del terreno fueron afectados por factores negativos. Estos factores se denominan para este trabajo como "factores de corrección" (FC) y tratan de reflejar el efecto hidrológico de la modificación antrópica sorbe la topografía original del territorio y responden a los valores medios de las modificaciones observadas durante la revisión de infraestructuras y puntos críticos, explicados anteriormente en este informe. Los factores *FC* se exponen en la Tabla 1 y la forma de corrección se indica en la Ecuación 5, donde Z_{corr} es la cota de la celda corregida, y Z_{MDE} es la cota original del mismo píxel, según el MDE.

$$Z_{corr} = Z_{MDE} + FC \quad (5)$$

Tabla 1: Factores de corrección de la topografía original estimada en el MDE.

Infraestructura	**FC**
Ruta asfaltada	1.0
Ferrocarril	1.0
Drenajes	-1.0
Arroyos	-1.5
Caminos no asfaltados	-0.5
Alcantarillas / puentes	1.0

Con los resultados anteriores, se realizó el mapa temático de la distribución espacial del valor del déficit hídrico, estandarizado entre 0 y 1. generándose un valor adimensional (Ecuación 6), calculada en función de los valores máximo y mínimo absoluto de S_i en la cuenca.

$$S_{irel} = \frac{S_i - S_{imin}}{S_{imax} - S_{imin}} \quad (6)$$

A partir de la distribución de frecuencia de estos valores se realizó un segundo mapa temático en la cual el área se divide en tres categorías que indican el grado limitación hídrica de los suelos, en relación a los procesos de anegamiento que afectan a los caminos de tierra en el territorio se elaboró a partir de separar los valores de S_{irel} en tres categorías.

Las mismas se definieron en función del rango intercuartílico de los valores de S_{irel} en cada cuenca. La Tabla 2 expone las categorías y su definición.

Tabla 2: Categorías definidas para las limitaciones hídricas de los suelos

Categoría	Definición
1	$S_{irel} \leq Q_{25}$
2	$Q_{25} < S_{irel} \leq Q_{75}$
3	$S_{irel} > Q_{75}$

La Categoría 1 corresponde a terrenos con valores de défiit hídrico estandarizado cercanos a cero y que corresponde a posiciones del paisaje donde los suelos están saturados o pueden saturarse con frecuencia ante un evento de tormenta. Por el contrario, la Cartegoría 3 corresponde a terrenos normalmente ascendidos sobre el relieve, que no muestran limitaciones por saturación de agua de sus suelos. Este criterio de asignación fue validado a escala regional y a escala de cuenca, a partir de la información recogida en el relevamiento a campo, ya mencionada.

Elaboración de cartografía temática

A fin de expresar con mayor claridad la variabilidad del déficit de saturación estandarizado y su relación con la estructura de caminos rurales, se elaboraron dos mapas temáticos, señalando la variación espacial en la cuenca y la cateogría a la que pertenece cada sector de la misma.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Modelo de elevación digital

El Gráfico (2) y la Tabla (3) muestran los resultados del ajuste del variogrma experimental al modelo teórico. El modelo ajustado es el exponencial, (Ecuación 7), donde γ_h es el semivariograma, *h* es la distancia entre pares de valores, *c* es la contribución al variograma (1.73), *a* es el alcance (772 m.) y **n** es el valor del efecto pepita (0.25).

$$\gamma_h = c\left[1 - exp\left(\frac{h}{a}\right)\right] + n \quad (7)$$

Se observa un reducido efecto pepita. La razón de estos resultados puede explicarse teniendo en cuenta la fisiografía de la región, ya descripta con anterioridad. En este sector el Gran Paisaje de Sierras y Pedemonte de Tandilia está menos extendido, tomando importancia el Gran Paisaje de Pampa Austral, con geoformas principalmente asociadas a relieves llanos y cubetas donde la correlación entre puntos se pierde a menores distancias dado pequeños cambios en el relieve.

Los resultados de la validación cruzada permitieron calcular que el error cuadrático medio es de 0.10. este valor da argumento suficiente para aceptar el proceso de interpolación de los datos disponibles. En consecuencia, se puede afirmar el MDE elaborado a partir de la información disponible, representa de forma aceptable a la topografía real, a la escala a la cual fueron definidos.

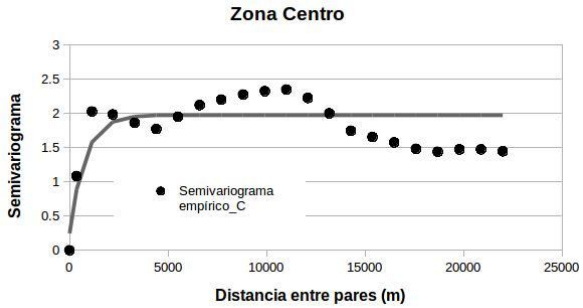


Gráfico 2: Variograma experimental (puntos) y teórico (línea continua)

Delimitación de la cuenca y puntos críticos

Los parámetros morfométricos de la cuenca del Arroyo La Ballenera, son representativos de las cuencas de la zona, (Tabla 3).

Tabla 3: Parámetro morfométricos de la cuenca del Arroyo La Ballenera.

Parámetro	Valor
Área (Km^2)	199.6
Perímetro (km)	97.9
Cota Máxima (msnm)	206.7
Cota mínima (msnm)	0.0
Longitud del cauce principal (km.)	39.7
Pendiente (%)	0.21
Densidad de drenaje	0.20

En la cuenca analizada, se revelaron a campo un total de 14 puntos críticos, 46 alcantarillas, y se detectaron un total de 66.6 km. de drenajes rurales. En esta cuenca, los caminos rurales no asfaltados superan el 84% del total de longitud de las vías de comunicación terrestre disponibles.

Modelado

La Tabla 4 muestra los resultados obtenidos del análisis de perfiles modales de suelos. Del análisis de hidrogramas se estimó el valor promedio de $\acute{S}$(m) e 0.11 y de m en 0.08. El valor de *f* deducido de la Ecuación 3 fue de 4.68.

Tabla 4: Capacidad de almacenamiento hídrico máximo de la zona radicular para las principales series de suelo en las cuencas piloto.

Principales Serie de suelo	θ_{fc} - θ_{ip}(mm)
Balcarce	130.1
Semillero Buck	134.5
La Malacara	147.1
Mar del Plata	327.4
Necochea	124.2
Tandil	262.8

Finalmente, para comprobar que la modelación aportó resultados verosímiles y correctos, la validación de los criterios de categorización de los valores de déficit de saturación estandarizado, fueron validados a nivel regional, con un grado de acierto

superior al 80% y en la cuenca analizada en este trabajo donde el grado de acierto alcanzó el 100%.

Elaboración de cartografía temática

La Figura 4 expone los mapas temáticos creados partir de los resultados de la modelación del déficit de saturación estandarizado. Lo mismos muestran con claridad de la distribución del mismo y la influencia de los caminos rurales en su variabilidad espacial. Estos mapas cumplen con su función de localización de áreas problemáticas y para la priorización a escala de cuenca de los sectores donde la red de caminos requiere mejoras tanto en su razado como en la existencia y funcionamiento de estructuras de drenaje lateral (cunetas) y transversal (alcantarillas). Se distinguen con claridad además las áreas de cabeceras, asociadas al sistema de sierras y pedemonte de Tandilia, , mientras que el resto de la misma se asocia con los paisajes de Pampa Austral Interserrana, donde se observa la mayor complejidad en la distribución de parámetro analizado. Dada estas características, en este último paisaje, la respuesta su respuesta hidrológica tiende a prolongarse en el tiempo, más allá del evento de lluvia que los genera. En consecuencia, la afectación por un evento de lluvia en áreas con limitantes hidrológicas tenderán a prolongarse en el tiempo prolongando los impedimentos para la circulación vehicular.

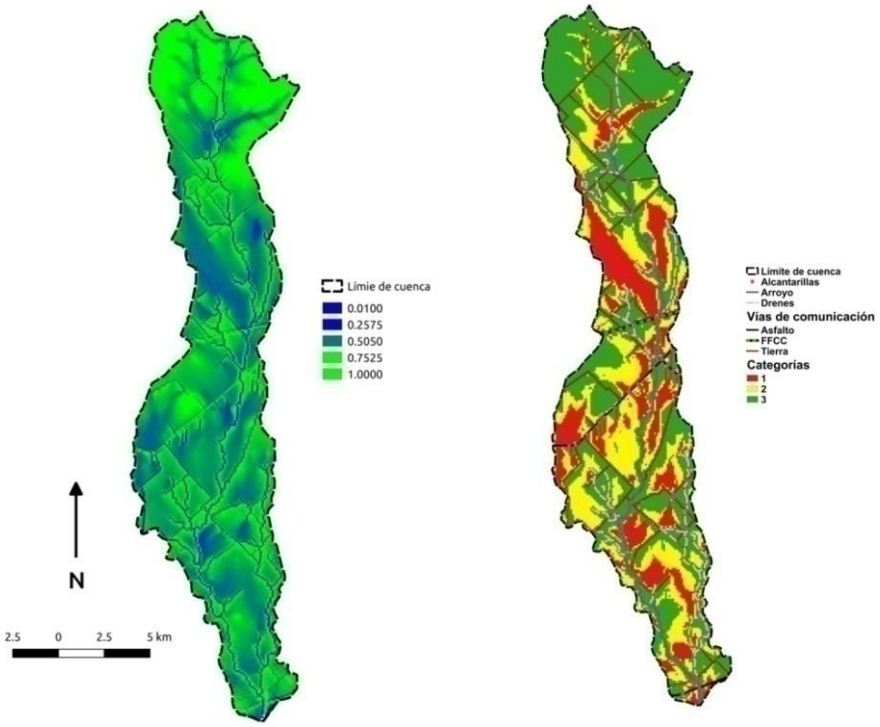


Figura 4: Cuenca del Arroyo La Ballenera, distribución espacial del déficit hídrico estandarizado (izquierda) y categorización del mismo (derecha).

CONCLUSIONES

El territorio analizado consta de tres sectores fisiográficamente bien diferenciados (Sistema de Sierras y Pedemonte de Tandilia, Pampa Austral Interserrana y Dunas Litorales) que definen cuencas de llanura pequeñas y morfología elongada en el sentido

Norte - Sur. Esta distribución del paisaje marca, a escala regional, la distribución global de los problemas de drenaje en caminos.

Para aumentar la precisión del diagnóstico a escala local, se calibró un modelo hidrológico con el fin de analizar, explicar el comportamiento hidrológico del terreno y generar resultados cartográficos en cada cuenca del territorio analizado. En el mismo fueron consideradas tanto la topografía original del terreno como las modificaciones antrópicas del mismo (rutas, ferrocarril, caminos de tierra, drenajes, cárcavas, alcantarillas, etc.). El mismo fue calibrado a partir de la información disponible tanto de suelo como hidrológica. El modelo fue validado exitosamente a partir del relevamiento de puntos críticos realizados a campo.

Los resultados indican que en el territorio analizado existen diferentes modificaciones del terreno que forman parte de la red de circulación preferencial del escurrimiento superficial en las cuales se localizan sectores con limitaciones hidrológicas, generando puntos y sectores críticos para la circulación vehicular luego de un evento de lluvia.

La información generada a partir de los resultados obtenidos se constituye como una herramienta válida y adaptada a la región para la priorización por parte de las autoridades locales de obras de mantenimiento y mejora de caminos y las estructuras de drenaje de los mismos.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Buchanan, B. P.; Archibald, J. A.; Easton, Z. M.; Shaw, S. B.; Schneider, R. L.; Walter, M. T. 2013. A phosphorus index that combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. Journal of Hydrology 486: 123–135.

Paoloni, J. D., Sequeira, M. E..Fiorentino, C. E., Puricelli, M. y Vázquez, R. 1997. Caracterización de algunos aspectos hidrológicos de la hoja IGM Cascada, Pcia. de Buenos Aires ". Revista de Investigaciones Agropecuarias- RIA. Vol. 27 (1): 7-17.

Puricelli, M.; Jaimes, F.; Videla, C.; Zamuner, E.; Pose, N.; Rodríguez, S.; Baeza, M.C. y Herrera, L. 2014. ¿Los bordes de caminos modifican la circulación de agua y nutrientes? Un estudio preliminar en la cuenca del arroyo Malacara (Balcarce). III Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie, Mar del Plata. Actas.

Ligier, H. D. 2014. La cartografía de suelos. Artículo de divulgación. INTA. Disponible en: https://inta.gob.ar/documentos/la-cartografia-de-suelos. Última visita, 09/04/2019.

Ligier, D.; Barral, M. P.; Angelini, H. P.; Puricelli, M.; Murillo, N.; Auer, A. 2018. Aportes a la caracterización territorial del partido de General Alvarado, provincia de Buenos Aires. Ediciones INTA, 51 pp. ISBN 978-987-521-914-4. Buenos Aires.

Isaaks, E. H.; R. M. Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York.

Olea. R. A. 2009. A practial primer on Geostatistics. USGS Open-File Report 2009-1103. 346 pp.

Deusch, C. V., and A. G. Journel. 1998. GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second. Edition. Oxford University Press. Oxford.

Oliver, M. A.; Webster, R. 2014. A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. Catena 113: 56–69.

Gayathri, K. D.; Ganasri, B. P.; Dwarakish, G. S. 2015. A Review on Hydrological Models. Aquatic Procedia 4: 1001 – 1007.

Rawls, W.J.; Brakensiek, D.L.; Saxton, K.E. 1982. Estimation of soil water properties. Trans. ASAE. 25. pp. 1316-1320.

Beven, K. J. 2012. Rainfall-runoff modelling : the primer. 2nd ed. John Wiley & Sons, Ltd. 457 pp. Reino Unido.

INTA. 2013. Carta de Suelos de la República Argentina – Provincia de Buenos Aires. Disponible en: http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/23/cartografia-digital-de-suelos-y-fotomosaicos-georeferenciados-de-buenos-aires/. Ultima visita: 07/04/2019.

BANCO DE PRUEBAS MICRO TURBINA TURGO

Irazusta, M. B.; Reyna, T. M.

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.
Argentina
belen.irazusta@gmail.com, teresamaria.reyna@gmail.com

RESUMEN

Denominamos pequeños aprovechamientos hidroeléctricos a aquellos que poseen capacidad de producir una potencia menor a 10.000kW (según ONUDI) o a 5.000kW (según OLADE), dependiendo del criterio de clasificación. Las mismas se utilizan para proveer de electricidad a sectores aislados de la sociedad, sin acceso a la red eléctrica, aprovechando el recurso hídrico disponible. A su vez, evitan los impactos ambientales del represamiento y las pérdidas energéticas al trasladar la electricidad. Cuando se trata de mini o micro centrales, la adaptación de las grandes turbinas a dichos tamaños resulta complejo. Esto se debe a que se destina mucha capacidad de investigación a las grandes turbinas pero no así a las pequeñas. La turbina Turgo es una turbina de acción, que surge a partir de la turbina Pelton a fines del siglo XIX, se trata de una máquina de fácil construcción y mantenimiento que, a pesar de presentar eficiencias menores a la mayoría del resto de grandes turbinas, se encuentra muy difundida especialmente para grandes saltos hidráulicos. Además, son cada día más utilizadas para los pequeños aprovechamientos hidroeléctricos. En estos casos, se observa una gran diferencia entre los resultados obtenidos en las simulaciones computacionales de las mini turbinas hidráulicas y los bancos de prueba o instalaciones materializadas con dichas turbinas. En este trabajo, luego de analizar el proceso de diseño de una micro turbina Turgo y su materialización con impresoras 3D, se confeccionó un banco de pruebas con el objetivo de mostrar su funcionamiento en ámbitos de enseñanza y obtener valores de potencia producidos por dicha máquina. Los parámetros de diseño iniciales de la turbina fueron adaptados de forma tal que el banco de pruebas pueda ser trasladado a las aulas de clase. A partir del mismo se procedió a la estimación de la potencia generada por la turbina y la evaluación de las condiciones de mejor rendimiento.

Palabras clave: Energías renovables – Micro turbinas hidráulicas – Turbina Turgo – Banco de pruebas.

ABSTRACT

We call small hydroelectric plants those that have the capacity to produce less than 10,000kW or 5,000kW, depending on the classification criteria. They are used to provide electricity to isolated sectors of society, without access to the electricity grid, taking advantage of the available water resource. In turn, they avoid the environmental impacts of damming and energy losses in electricity transport. When it comes to mini or micro power plants, the adaptation of large turbines to these sizes is increasingly complex. This is because a lot of research capacity goes to large turbines but not to small ones. The Turgo turbine is an action turbine, which arises from the Pelton turbine at the end of the 19th century. It is a machine that is easy to build and maintain, which, despite presenting lower efficiencies than most other large turbines, it is widespread especially for large hydraulic jumps. In addition, they are increasingly used for small hydroelectric uses. In these cases, a great difference is observed between the results obtained in the computational simulations of the mini hydraulic turbines and the test benches or installations made with said turbines. In this work, after analyzing the design process of a Turgo micro turbine and its materialization with 3D printers, a test bench was made with the aim of showing its operation in teaching areas and obtaining power values produced by said machine. The initial design parameters of the turbine were adapted in such a way that the test bench can be transferred to the classrooms. From this, the power generated by the turbine was estimated and the best performance conditions were evaluated.

Key words: Renewable energies - Micro hydraulic turbines - Turgo Turbine - Test bench.

INTRODUCCIÓN

Dentro de las fuentes de energía renovables de mayor difusión, la hidroelectricidad ocupa un lugar importante hace ya algunos años. En las últimas décadas, el impacto ambiental generado por los represamientos de grandes ríos, generando importantes inundaciones y cambios en el ecosistema presente, han puesto en evidencia algunos de los mayores inconvenientes de esta fuente de energía. De esta manera, las mini y micro centrales hidroeléctricas han tomado mayor importancia al aprovechar la energía de dicho recurso, evitando los impactos negativos antes mencionados.

Uno de los parámetros de mayor estudio de las centrales hidroeléctricas son las turbinas hidráulicas: componente de la central hidroeléctrica que permite el intercambio energético entre el fluido y un eje, que luego, con el acople de un generador, producirá la electricidad deseada. La turbina Turgo es una turbina de acción, patentada por la empresa Gilkes en 1919, destinada a cubrir un rango de uso de turbinas hidráulicas para grandes cargas y caudales pequeños según las condiciones ambientales donde se ubicará la misma. Se asemeja a la turbina Pelton, con diferencias en el rotor: la turbina Pelton posee álabes de forma de doble cuchara y la turbina Turgo una única cuchara. Las grandes diferencias se dan en la sencillez de fabricación de la turbina Turgo en relación a la Pelton, prescindiendo de parte de la eficiencia de ésta. A su vez, otra de las diferencias notorias es la forma en la que impacta el chorro en la turbina Turgo. Se le debe dar una inclinación en relación a la planta de la turbina, por lo que se tendrá una componente axial de fuerza que debe ser resistida por la estructura de la turbina.

Este tipo de turbinas se encuentra ampliamente difundida en las pequeñas centrales hidroeléctricas. Es decir, aquellas donde la potencia no supera los 10.000kW. En dichas centrales, el procedimiento de diseño es simplemente una adaptación de las grandes turbinas hidráulicas. Esto genera que no exista un amplio estudio en las condiciones de funcionamiento de las turbinas en estas escalas más pequeñas. A su vez, en gran parte de los trabajos de investigación desarrollados, las eficiencias alcanzadas por estas máquinas son muy reducidas, entre el 20 y 50%. Si se comparan estos valores con la eficiencia de diseño brindada por la empresa Gilkes, siempre mayor al 85%, resulta llamativa dicha disminución. A su vez, los trabajos de investigación desarrollados en la simulación computacional de estas máquinas en general brindan resultados de eficiencia generalmente mayores al 70%.

En este documento se expone el diseño de un banco de pruebas para una turbina Turgo diseñada previamente, impresa en plotters 3D y utilizada en un banco de pruebas donde se procura medir la eficiencia de la máquina. El objetivo de este trabajo es su difusión entre los estudiantes y mejoras en el proceso de enseñanza en la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba.

Antecedentes

Previo al trabajo con el banco de pruebas, se desarrolló el diseño geométrico del rotor y del inyector de la turbina Turgo. Este proyecto está vinculado con el diseño de otros tipos de turbinas por parte de la Universidad Nacional de Córdoba donde se viene trabajando con la aplicación de turbinas hidráulicas a pequeñas centrales hidroeléctricas desde hace algunos años.

En primer lugar, se diseñó una turbina Michell Banki, para producir una potencia útil de 18kW, que luego se maquinó en talleres locales y se instaló en el laboratorio de Hidráulica de la facultad. Además, se diseñó una turbina Hélice que fue construida por el instituto Técnico Cristo Obrero de Carlos Paz, para producir una potencia útil de 2,9kW, la turbina Turgo y se continúa con una turbina Pelton y Francis.

El diseño de la turbina Turgo se desarrolló para un caudal de 10l/s y una carga de 26m. Considerando un rendimiento de un 60%, se producirán 1,5kW de potencia útil. Los

resultados obtenidos en el diseño geométrico de la turbina Turgo se muestran a continuación:

Tabla 1 Diseño turbina Turgo.

Parámetros		
β_1	30°	Ángulo de entrada del álabe
β_2	10°	Ángulo de salida del palabe
N	975,5 rpm	Velocidad de giro del rotor
d_0	31 mm	Diámetro del chorro
D	21 cm	Diámetro del rotor
Z	16	Número de cucharas

Esta turbina, fue impresa en 3D en el Laboratorio de Diseño Integrado Biomédico (di Bio) de la Universidad Nacional de Córdoba. En talleres locales se construyó la caja metálica de contención donde se incorporaron al rotor de la turbina, el inyector y el eje, cerrada con acrílicos para observar el funcionamiento interno de la máquina (Figura 1).

Figura 1 Caja turbina Turgo.

A su vez, se desarrolló una investigación de los trabajos publicados sobre este tipo de turbina para evaluar el estado de arte de la turbina Turgo aplicada a pequeñas centrales hidráulicas. De esta información reclutada se concluyó en primer lugar, que la bibliografía disponible es muy reducida como para permitir el diseño completo de una pequeña central hidroeléctrica, especialmente en la cuestión de la turbina hidráulica y del generador eléctrico. A su vez, resultó llamativo la variación en las eficiencias obtenidas de bancos de prueba, turbinas instaladas y simulaciones computacionales. Dentro de esta investigación, se participó en los encuentros generados por la Red Iberoamericana de Hidroenergía en Pequeña Escala, perteneciente al Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) durante el mes de noviembre de 2019 en la Ciudad de Cuernavaca, México. En dichos encuentros se observaron los avances en este tema de Latinoamérica, donde ciertos investigadores trabajan en el desarrollo de nuevos tipos de turbinas hidráulicas para pequeña escala y cinéticas, es decir, para ser instaladas en el cauce del río mientras que fabricantes de pequeñas turbinas hidráulicas generan transferencias tecnológicas en las que adaptan los diseños de grandes a pequeñas turbinas. En este segundo caso, los fabricantes tienen dificultades para definir la eficiencia hidráulica y se ajustan a la información disponible: turbinas Michell Banki que resultan muy sencillas pero no se adaptan a menores escalas, en cuyo caso se toma la turbina Pelton, desconociendo el diseño de la turbina Turgo.

DESARROLLO

En función de los estudios realizados y de los antecedentes antes mencionados, se procedió al diseño de un banco de pruebas. El objetivo inicial para el diseño de esta turbina fue llevarla al alcance de los alumnos de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales dentro de la cátedra Obras Hidráulicas. Luego, como segundo punto se buscó medir la eficiencia obtenida a partir del funcionamiento de la máquina ya en un banco de pruebas.

Se diseñó una mesa para transportar la turbina dentro de su caja de contención. En la misma, se incluyó una bomba que permite el funcionamiento de la turbina así como un tanque para la alimentación y recolección del agua utilizada (Figura 2):

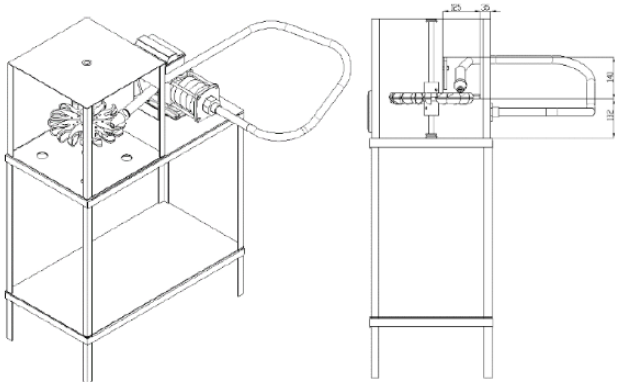


Figura 2 Banco de pruebas diseñado para la turbina Turgo.

La bomba se diseñó para generar un caudal suficiente para el funcionamiento de la turbina pero no excesivamente grande para ser contenido en un tanque transportable; a su vez, la carga debió adaptarse a los materiales y para evitar grandes impactos sonoros y vibraciones. Estas consideraciones mencionadas generan puntos de funcionamiento para la turbina lejanos a los parámetros utilizados para su diseño geométrico. Es decir, no nos encontramos en el punto de mayor rendimiento de la máquina, aunque de todas maneras buscamos evaluar el impacto de ciertos condicionantes en la eficiencia de la máquina.

Construcción del banco de pruebas

Con la participación del Instituto Técnico Cristo Obrero de Carlos Paz, se procedió a la construcción de la mesa antes proyectada. Los elementos que contiene son: un recipiente plástico de descarga debajo de la turbina, un pequeño tanque plástico de donde toma caudal la bomba y lo eleva con cierta presión hasta el inyector de la turbina para generar el caudal y la carga necesarios para su correcto funcionamiento y la conexión eléctrica de la bomba con sus protecciones correspondientes.

Se utilizó una bomba centrífuga marca Motorarg, denominada BC 50, un tanque de10 litros, un recipiente de descarga con perforaciones y conexiones necesarias para llegar al tanque y un sistema eléctrico, en un lateral, con las protecciones para permitir la manipulación de la bomba cercano a la circulación del agua (Figura 3 y 4).

Figura 3 Banco de pruebas construido para la turbina Turgo.

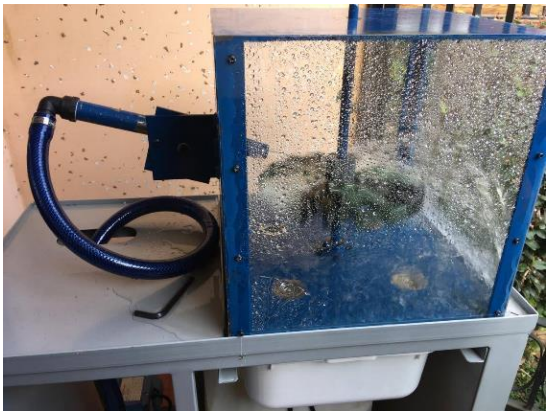


Figura 4 Banco de pruebas en funcionamiento. Turbina Turgo.

Medición de eficiencia

Para conocer la eficiencia de la máquina, es necesario conocer la potencia teórica y la real de la máquina recientemente proyectada. Así, en primer lugar, se calculó la potencia teórica que debería producir la máquina, es decir, con una eficiencia del 100%. Esta queda definida en función de H-Q (carga y altura), en función de la Ec. (1):

$$P_t = \gamma * Q * H \quad (1)$$

Siendo P la potencia en W, γ el peso específico del agua en N/m^3, Q el caudal en m^3/s y H la carga en m.

Para conocer la carga y el caudal que brinda la bomba, se cuenta por un lado con la curva H-Q de la bomba y por otro se decide instalar un manómetro que mida la presión a la salida de la misma. Siendo que la instalación del caudalímetro se encuentra fuera del presupuesto con el que se cuenta para construir el banco de pruebas y que la instalación del mismo requiere de mayor espacio que el disponible en el banco de pruebas, se decide estimar el caudal en función de la carga medida y de la curva H-Q conocida de la bomba instalada. A su vez, se estimaron pérdidas de carga para calcular la potencia teórica de la turbina (tanto individuales como friccionales).

Para medir la potencia real generada, donde se considera la eficiencia en la transformación energética, se instaló un sistema de frenado para medir la variación de la velocidad de giro del eje de la turbina en función de un peso conocido. Este freno provee una forma sencilla de aplicar una carga al eje principal de salida de un motor que genera un

torque de frenado. Ajustando el peso aplicado para el freno, se puede variar la fuerza del torque. Combinando la medición de este torque (en función de la fuerza aplicada y la distancia) con la medición de velocidad de rotación del eje, puede calcularse la potencia de salida del rotor (Ec. 2). La eficiencia se obtendrá comparando la potencia teórica con la real (Ec. 3):

$$P_u = T * \omega = (F * R) * \omega \quad (2)$$

$$\eta = \frac{P_u}{P_t} \quad (3)$$

Siendo P_u la potencia de frenado en W, T el torque en N.m, F la fuerza de fricción (representa los pesos aplicados multiplicados por el coeficiente de fricción) en N, R el radio o la distancia entre el eje del Torque y la fuerza de fricción generada en m y η la eficiencia.

El material utilizado para el freno fue ferodo con un coeficiente de fricción f=0,4. Se conocía la distancia que generaba el momento y para conocer la velocidad angular, se utilizó un tacómetro.

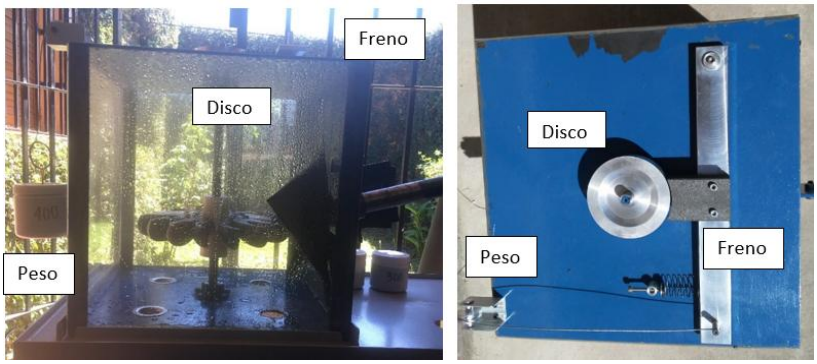


Figura 5 Medición de la potencia generada en el banco de pruebas. Turbina Turgo.

Dentro del procedimiento de medición se decidió variar la posición del inyector, ya que la misma impacta sobre la eficiencia de la máquina. Se definieron cuatro ángulos para el mismo: 13°, 15°, 16° y 17°. A su vez, se calibraron diferentes pesas para generar la curva de potencia y encontrar el punto máximo: de 500g a 2.000g con una variación de 100g. Se realizaron estas mediciones en el proceso de carga y descarga de la máquina para evitar en primer lugar los errores de lectura y registro de las mediciones y además, el efecto de la inercia en el giro de la turbina.

Se tomó nota de las velocidades de giro de la máquina en función de la inclinación del inyector, de la presión observada en el manómetro (que también fue variando) y del proceso de carga y descarga de la máquina. Se obtuvieron las diferentes curvas de potencia para cada carga y ángulo del inyector. Se muestran los resultados obtenidos para 10 metros de carga ya que fueron los que posteriormente se simularon (Figura 6).

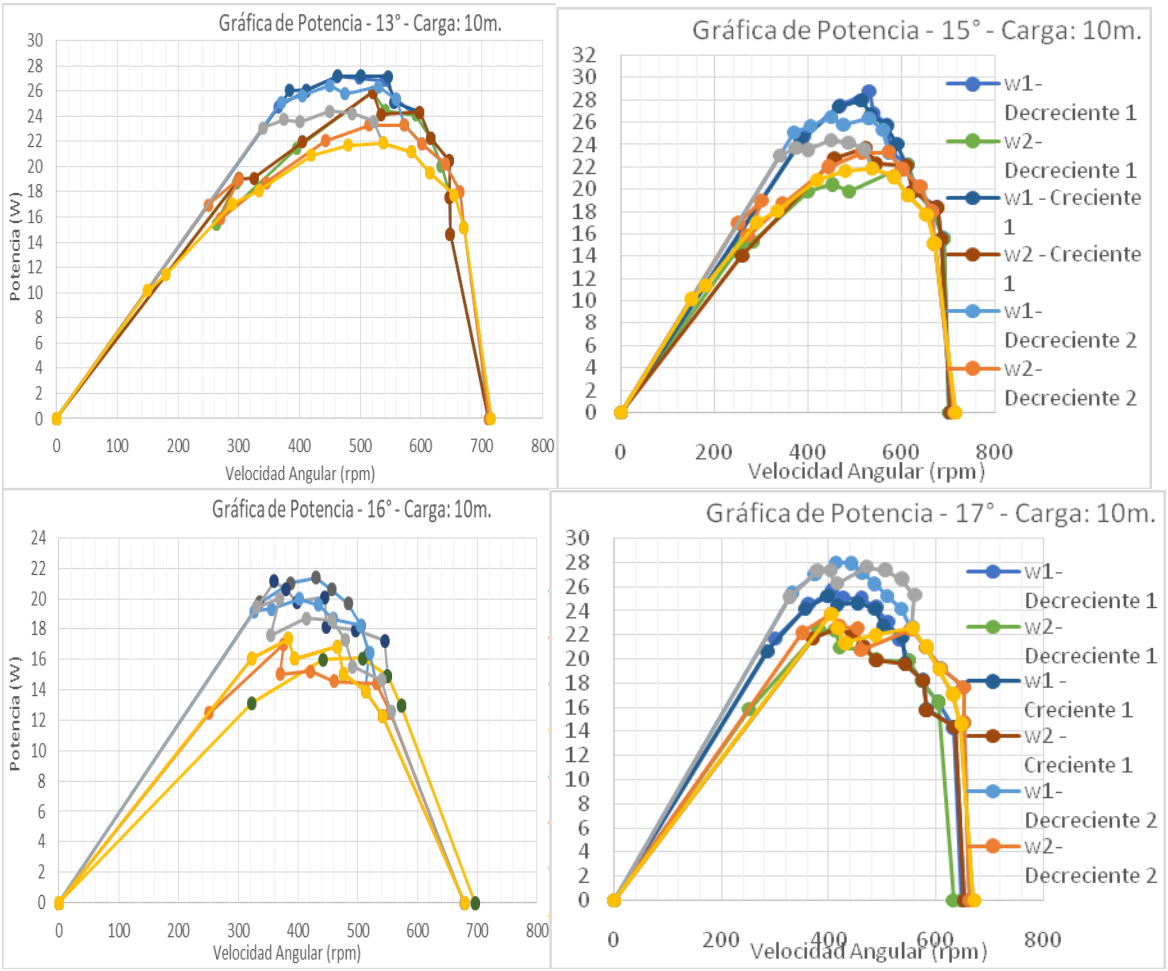


Figura 6 Curvas de potencia 10m de carga. Turbina Turgo.

Estos valores se compararon con las mediciones realizadas para el cálculo de la potencia teórica (H y Q considerando las pérdidas) que se muestran a continuación (Tabla 2):

Tabla 2 Potencia teórica del banco de pruebas de la turbina Turgo.

H *(m)*	***Q*** *(m^3/h)*	***H´***(m)	***Q*** *(m^3/h)*	P_t *(kW)*
26	36	23,93	36	2,17
6	5,5	5,49	5,5	0,08
8	5,3	7,33	5,3	0,10
10	4,9	9,18	4,9	0,11
12	4,4	11,02	4,4	0,12
14	3,8	12,86	3,8	0,12
15	3,4	13,78	3,4	0,12
16	2,9	14,71	2,9	0,11
18	1,8	16,55	1,8	0,08
20	0,6	18,39	0,6	0,03

Como conclusión de los ensayos se observó que los máximos de potencia y eficiencia se lograron para el inyector colocado a 15°. Sin embargo, la eficiencia promedio máxima se da para los ángulos de 13°. Esto significa que, a pesar de ser el ángulo de 15° aquel que genera mayor eficiencia de transferencia de energía, el de 13° permite generar potencias más estables, habiendo mayor relación entre la eficiencia puntual de dicha

medición de la velocidad angular y la mínima, siendo el promedio de las eficiencias mayor que para el caso de 15 y 17°.

En general, las potencias obtenidas entre el ángulo de 15 y 17° son muy parecidas, sin embargo, las eficiencias promedio para el ángulo de impacto de 17° son bastante menores a las observadas en aquellas con el ángulo de impacto de 15°, generando una mayor inestabilidad.

Simulación en Flow Simulation – SolidWorks

Para comparar los resultados obtenidos con el banco de pruebas se analiza el comportamiento del fluido a través de las turbinas con el software SolidWorks 3D. Dentro de los complementos de SolidWorks, utilizamos el Flow Simulation que se trata de una herramienta que permite simular el flujo de fluidos a través de las herramientas de CFD.

Se utiliza el mismo modelo de SolidWorks enviado a las impresoras 3D para la materialización de la turbina Turgo, es decir, la geometría es exactamente la misma, asumiendo que la impresión 3D posee errores mínimos. Sin embargo, existen ciertas simplificaciones adoptadas para la simulación computacional: la rugosidad no es tenida en cuenta, la zona de rotación es incorporada como una condición de contorno y la caja se encuentra llena de agua (no se logra simular la interacción agua-aire que se da en este tipo de turbinas).

En cuanto a las situaciones simuladas, se representó en primer lugar la turbina con las condiciones de contorno como las de diseño, y luego según las condiciones de presión y caudal alcanzadas en el banco de pruebas. Las condiciones de contorno utilizadas fueron: presión a la entrada del inyector según la situación, presión atmosférica en los laterales de la caja, zona de rotación con la velocidad angular calculada o medida.

Otra de las consideraciones de diseño para la simulación de la turbina Turgo es el mallado. En este caso, se optó por una metodología iterativa en el que se fue evaluando el efecto de la reducción del tamaño de los elementos de mallado en función de los parámetros calculados según los criterios de convergencia para la velocidad y la presión.

Se muestra a continuación el comportamiento del fluido para un ángulo de inyector de 15° y la carga de 10m (Figura 7).

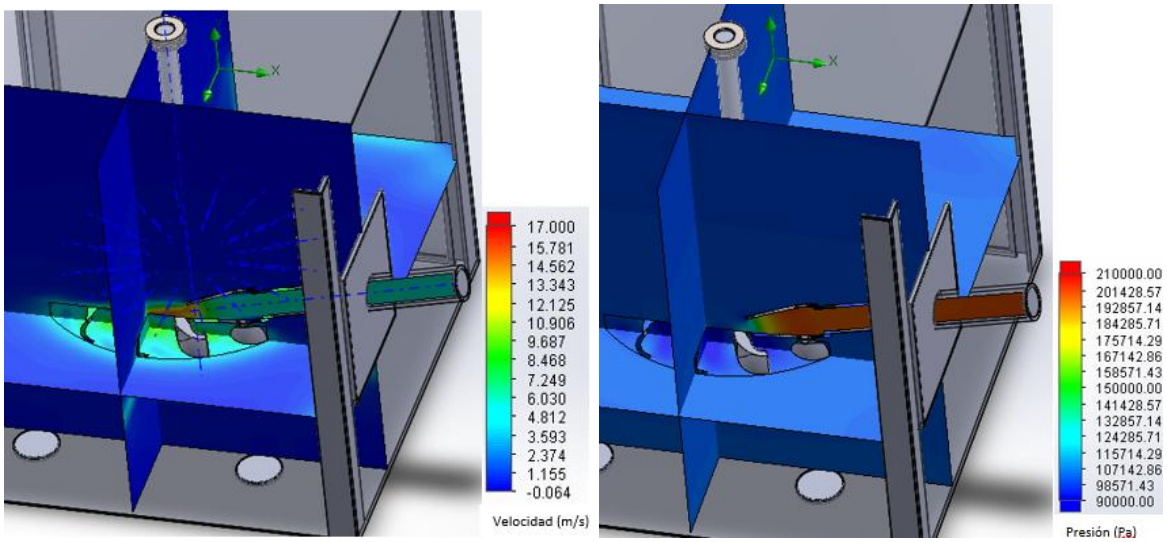


Figura 7 Simulación con 10m de carga. Turbina Turgo.

A pesar de las diferencias entre la simulación y el funcionamiento normal de la máquina (especialmente el hecho de simularse la caja llena de agua), el software muestra con claridad la función del inyector, donde se transforma la energía potencial del agua en energía cinética, habiendo un gran aumento de la velocidad del fluido. Al salir el fluido del

pico del inyector el chorro impacta en los álabes y disminuye la velocidad del agua. Lo que es óptimo para el funcionamiento de la máquina ya que, con velocidades de salida menores, la energía transferida al rodete es mayor.

Para evaluar la eficiencia de la turbina se utilizó la variación de la velocidad tangencial del fluido entre la entrada y salida del rotor. La ecuación que justifica este concepto es la ecuación de potencia en función del momento exterior M:

$$P = M * \omega = Q * \rho * \omega * (V_{u1} * R_1 - V_{u2} * R_2) \quad (4)$$

Donde Q representa el caudal, ρ la densidad del agua (997 kg/m^3), V_u la velocidad tangencial, R los radios respectivos y ω la velocidad angular.

Si quisiéramos medir la potencia, resultaría inválido el cálculo de la transferencia energética del fluido al rotor por medio de dicha fórmula debido al uso de la velocidad angular como condición de contorno. Sin embargo, puede compararse el comportamiento del fluido a partir de la variación de la componente tangencial de la velocidad absoluta del fluido que es un indicador del parámetro de potencia.

En primer lugar, analizamos el comportamiento general de la velocidad tangencial en un plano definido por el autor. La velocidad tangencial a la entrada de las cucharas debe ser la mayor magnitud posible y a la salida prácticamente cero. Esto pudo observarse en los resultados de la simulación. A continuación, se observan los valores de velocidad tangencial obtenidos a la entrada del rotor (a la salida es nula):

Tabla 3 Comparación de la simulación de la turbina Turgo.

°	*w [rad/s]*	*Velocidad absoluta[m/s]*			*Q [m^3/s]*	*Velocidad tangencial [m/s]*
		Máx.	*Mín.*	*Prom.*		
13°	46,0	5,74	5,39	5,57	-0,00112	14,49
15°	51,1	5,85	5,47	5,66	-0,00114	16,42
16°	46,0	5,96	5,59	5,78	-0,00116	16,45
17°	45,6	5,84	5,79	5,82	-0,00117	14,18

Se observa que el ángulo del inyector que generaría una transferencia de energía más eficiente es aplicando un ángulo del inyector de 15°. Esto se observa en los valores prácticamente iguales de la velocidad tangencial, entre los 15 y 16° (diferencia del 0,2%), teniendo los 16° una velocidad angular 10% menor a la de los 15°.

CONCLUSIONES

Las micro centrales hidroeléctricas resultan hoy una excelente solución para el aprovechamiento del recurso hídrico, a pequeña escala, salvándose de los principales efectos negativos en relación con los grandes aprovechamientos: no requieren de represamiento ni de transporte de energía. Esto es, son centrales de derivación y con producción de electricidad in situ.

Una de las principales componentes de las centrales hidroeléctricas son las turbinas hidráulicas. En la actualidad, las turbinas aplicadas en mini centrales hidroeléctricas son escaladas desde los procesos de diseño de las grandes turbinas. Un tipo de turbina de gran uso en este tipo ce centrales es la Turgo. Se trata de una turbina de acción, de fácil construcción, cuyo diseño resulta complejo debido a la ausencia de bibliografía disponible. A su vez, dentro de los diferentes trabajos de investigación encontrados se observa una gran variabilidad entre las eficiencias obtenidas a partir de las simulaciones y las eficiencias de los bancos de prueba.

Frente a este escenario, se diseñó y construyó un banco de pruebas de una turbina Turgo, para la enseñanza y el estudio del comportamiento general de este tipo de turbinas. La turbina Turgo fue diseñada para una carga de 26m y un caudal de 10 l/s. El uso de

impresoras 3D para la materialización del rotor resulta económico y práctico para la construcción de bancos de prueba. En este caso, el banco de pruebas instalado consiste en una bomba, un tanque, un sistema eléctrico y una caja contenedora de la turbina. A su vez, en este banco se agrega un manómetro para medir la presión y un freno de Prony para medir la potencia. En próximos estudios deberá instalarse un caudalímetro para conocer con mayor precisión el caudal de funcionamiento de la turbina. A su vez, si se quisiera tener mayor precisión en la medición de la potencia generada deberá aplicarse una balanza dinamométrica que evita la inestabilidad del frenado generado por el freno de Prony.

Dentro de los resultados obtenidos del banco de pruebas se puede concluir que, para cada carga, existe un ángulo del inyector óptimo. Para la carga de 8 y 10m, el ángulo óptimo es de 15° mientras que, para los 14m, 17°. Cabe destacar que la carga y el caudal utilizados para el funcionamiento de la máquina se encontraron restringidos por el tamaño de la bomba, así como por el tamaño del tanque, tratándose de un proyecto móvil para ser llevado a las aulas de clase, encontrándose la máquina ensayada fuera de los parámetros de diseño.

Luego de las mediciones realizadas, se procedió a la simulación computacional de la turbina. Se recurrió al software SolidWorks, complemento Flow Simulation, donde se simularon las condiciones de funcionamiento de la turbina para una carga de 10m con los diferentes ángulos de impacto, promediando los resultados de la velocidad angular medida en el banco de pruebas para aplicarla a la zona de rotación.

En cuanto a la simulación en sí, se considera que el software representa con claridad el funcionamiento de cada uno de los elementos de la turbina. En este caso, el inyector y el rotor. El inyector se encarga de convertir la energía de presión en energía cinética y se observa el giro de las líneas de flujo al ingresar al rotor.

El comportamiento de las velocidades a través de la máquina, en el caso de la simulación de las condiciones de diseño, resultó semejante a lo calculado de manera analítica. A su vez, las variaciones encontradas en la simulación de las condiciones de funcionamiento del banco de prueba tampoco resultan importantes pero esperables, se trata del mismo fenómeno observado en la recopilación de antecedentes de este tipo de máquinas en las que las eficiencias obtenidas de las simulaciones se encuentran muy lejanas a las obtenidas en los bancos de prueba. Se asume que se debe a las limitaciones en las condiciones de simulación: falta de interacción fluido-estructura (se debe incorporar una zona de rotación como condición de contorno), falta de interacción agua-aire (se asume que la caja se encuentra llena de agua). Se recomienda a posterior utilizar otro software.

En este caso, no puede considerarse válida la ecuación de potencia completa ya que la velocidad angular es impuesta por el usuario. De esta forma, para generar comparaciones entre resultados obtenidos, se observa la variación de la velocidad tangencial a través del rotor concluyendo que el ángulo del inyector donde la velocidad absoluta del fluido se descompone de manera más favorable para la transferencia energética es para 15°. Dicho ángulo coincide con el óptimo según las mediciones del ángulo de pruebas.

REFERENCIAS

Benzon, D.; Aggidis, G. A.; Anagnostopoulos, J. S., 2016. Development of the Turgo impulse turbine, past and present. Applied Energy, Elsevier, Vol. 166(C), pages. 1-18.

Bernad, S. I.; Georgescu, A. M.; Georgescu, S. C.; Barbat, T.; Susan-Resiga, R., 2008. Numerical simulation of 2D unsteady flow around a blade of Achard turbine. 24th IAHR Symposium in Hydraulic Machinery and Systems.

Conza Zhingre, C. L.; Soto Aguilera, D. P., 2012. Diseño y construcción de un prototipo de una pico central hidráulica con turbinas tipo Turgo. Universidad Nacional de Loja, Ecuador.

Gaiser, K.; Erickson, P.; Stroeve, P.; Delplanque, J. P., 2016. An experimental investigation of design parameters for pico-hydro Turgo turbines using a response surface methodology. Renewable Energy, Elsevier, Vol. 85, pages. 406-418.

Hauser, V.; Kim, S. M., 2011. Caracterización de turbina hidráulica tipo Turgo para micro generación. Universidad de Chile. Chile

Irazusta, B., 2018. Diseño de micro-turbina Turgo. Trabajo Final de Especialización en Hidráulica. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina

Mataix, C., 2009. Turbomáquinas Hidráulicas. Turbinas hidráulicas, bombas, ventiladores. Universidad Pontificia Comillas. 1ª ed.

Merchann, M., 2013. Instalación de una turbina tipo Turgo para el centro de investigaciones de energías renovables y eficiencia energética, CIEREE, de la Universidad Nacional de Loja.

Polo Encina, M., 1980. "Turbomáquinas hidráulicas. Principios fundamentales". Editorial Limusa. México.

Reyna, T.; Irazusta, B.; Lábaque, M.; Reyna, S.; Riha, C., 2019. Hydraulic Microturbines: Design, Adaptations for Teaching of Microgeneration. Modern Environmental Science and Engineering, Volume 5, No. 3, pp. 215-224

Reyna, T.; Lábaque, M.; Irazusta, B.; Reyna, S.; Riha, C., 2018. Microturbinas hidráulicas. Diseño, adaptaciones para enseñanza de micro generación. Congreso Latinoamericano de Hidráulica en la Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Reyna, T.; Reyna, S.; Lábaque, M.; Riha, C.; Irazusta, B; Fragueiro, A., 2018. Design of microturbines Kaplan and Turgo for microgeneration systems. Challenges and adaptations. Modern Environmental Science and Engineering, Volume 4, No. 8, pp. 702-711

SolidWorks Flow Simulation, 2018. Technical Reference.

Vallarino, E.; Cuestas, L., 2000. Aprovechamientos Hidroeléctricos. Tomo I y II. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. España.

Zidonis, A.; Benzon, D. S.; Aggidis, G. A., 2015. Development of hydro impulse turbines and new opportunities. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Elsevier, Vol. 51, pages 1624-1635.

Agradecimientos

Los autores de este trabajo desean agradecer al Instituto Técnico Cristo Obrero de Carlos Paz, Córdoba, Argentina así como a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba que permitieron la construcción de este banco de pruebas.

ANÁLISIS DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE TENDENCIAS DE PRECIPITACIÓN EN ARGENTINA A TRAVÉS DE DOS TÉCNICAS DE DETECCIÓN

Ayala, S. N.[1,2]; González, M. H.[1]

[1] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos. Buenos Aires, Argentina.
CONICET – Universidad de Buenos Aires. Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA). Buenos Aires, Argentina.

[2]Intendente Güiraldes 2160. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. E-mail: sabrina.ayala@cima.fcen.uba.ar

RESUMEN

Se realizó un estudio sobre la distribución espacial de tendencias en la precipitación anual y estacional en Argentina, empleando dos métodos de detección de tendencias: el test de pendiente lineal y el test de Mann-Kendall. Dos períodos de análisis fueron considerados para evaluar la posibilidad de cambios en el comportamiento de la evolución temporal de la lluvia (1961-2018 y 1985-2018). Ambos métodos mostraron acuerdo en la dirección de los cambios observados. En el primer período, la precipitación anual muestra predominantemente tendencias positivas, con un crecimiento significativo principalmente en el litoral, noreste de la región pampeana y Cuyo, mientras que lo opuesto se observa en el noreste patagónico. Sin embargo, la situación se revierte en las últimas décadas, y la tendencia hacia condiciones más secas ocupa el norte argentino, centro del país y sur de la región pampeana. Estudios previos sugieren que los cambios en el uso del suelo podría ser uno de los factores que expliquen tal variación, pero es necesario un análisis más profundo de las causas involucradas.

Palabras clave: Precipitación; Mann-Kendall; Pendiente lineal; Argentina

ABSTRACT

A study on the spatial distribution of annual and seasonal precipitation trends in Argentina was performed, using different trend detection methods: linear slope test and Mann-Kendall trend test. Two time periods were considered to analyze the the possibility of variations in the temporal evolution of rainfall (1961-2018 and 1985-2018). Both methods showed great agreement in the direction of the observed changes. In the first study period, annual precipitation shows predominantly positive trends, with statistically significant growth in northeastern Argentina, northeastern Pampa region and Cuyo region, while the opposite is observed in northeastern Patagonia. However, the situation is reversed in the last decades, and trends towards drier conditions extend over the argentinean north and center, as well as over southern Pampa region. Previous studies suggest land use changes might be one of the factors influencing such variation, although deeper analysis on causes involved are required.

Key words: Precipitation; Mann-Kendall; Linear slope; Argentina

INTRODUCCIÓN

Los estudios de detección de tendencias en variables hidrometeorológicas (medias y extremas) se volvieron particularmente relevantes a nivel global en el contexto de cambio climático. En particular, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) a través de su Quinto Informe de Evaluación (Hartmann et al., 2013), expresó que *probablemente* la acción humana ha generado un impacto sobre el ciclo hidrológico, y que existe una *confianza media* en que hay contribución antropogénica en los cambios observados

sobre los patrones de precipitación continental a escala global. Sin embargo, existe gran variabilidad espacial con respecto a los cambios observados en la lluvia en las últimas décadas (Gemmer et al., 2004; Castañeda y González, 2008; Longobardi y Villardi, 2010; De Luis et al., 2014; Ay y Kisi, 2015; Da Silva et al., 2015). Algunos estudios previos sobre los cambios en la precipitación muestran que existe una tendencia hacia condiciones más húmedas en el sudeste de Sudamérica desde mediados del siglo XX (Liebmann et al., 2004; Barros, 2008). La precipitación es una variable clave en el ciclo hidrológico, dado que puede condicionar el estado hídrico de los suelos, la escorrentía superficial, la generación de energía hidroeléctrica, el riesgo de inundaciones, el rendimiento de los cultivos de secano, etc. Debido a su importancia en el sistema climático, en este trabajo se propone detectar y evaluar la distribución espacial de las tendencias de la lluvia en escala anual y estacional en el territorio argentino, empleando dos técnicas distintas de detección en el proceso. Con el objetivo de examinar si ocurrieron variaciones en la evolución temporal de la precipitación se consideraron dos períodos de estudio: el primero iniciado en 1961, y el segundo en 1985; en ambos casos se extiende el análisis hasta el año 2018.

METODOLOGÍA

En este trabajo se utilizaron datos de precipitación mensual de estaciones meteorológicas distribuidas en el territorio argentino. Para el estudio de los cambios a nivel regional la información pluviométrica provino del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), considerando estaciones con registro a partir de 1961. Al pasar a un análisis más local de los cambios observados en el norte argentino, se añadieron como fuentes de información a la Administración Provincial del Agua de Chaco (APA) y a la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación (SIPH); para incrementar la densidad de puntos de medición se tomaron estaciones con registro a partir de 1985. Todos los datos fueron consistidos, permitiendo un máximo de 10% de faltantes por mes, completados con la media climatológica. Para analizar las tendencias de la precipitación se obtuvo la evolución temporal de la lluvia estacional y anual de cada punto de medición. Para el caso estacional, se sumaron los acumulados mensuales en verano (diciembre a febrero, DEF), otoño (marzo a mayo, MAM), invierno (junio a agosto, JJA), y primavera (septiembre a noviembre, SON), mientras que la serie temporal anual surgió de acumular los valores mensuales de cada año.

Una técnica ampliamente utilizada para caracterizar y cuantificar el cambio gradual en el valor medio de variables hidrometeorológicas es el ajuste lineal por cuadrados mínimos (Gemmer et al., 2004; Doyle et al., 2012; De Luis et al., 2014), que en este caso permite encontrar una pendiente que expresa la variación de la precipitación por unidad de tiempo. Para poder determinar si hay presencia de tendencia lineal se empleó el test t-Student. El mismo es un test paramétrico que asume la normalidad e independencia de los datos. El estadístico de prueba del test t_s se expresa como el cociente entre la pendiente b estimada a través de la regresión lineal y el error estándar de b. Para una serie temporal de tamaño n, bajo la hipótesis nula $Ho: b = 0$ en un test a dos colas se considera que la tendencia lineal es estadísticamente significativa con un nivel de significancia α si el valor absoluto de t_s supera el umbral dado por $1 - {}^{\alpha}/_{2}$ en la distribución t-Student con $n - 2$ grados de libertad.

El test de tendencia de Mann-Kendall es otra técnica utilizada en el estudio de variables hidrometeorológicas (Hannaford y Buys, 2012; Chen et al., 2014; Ay y Kisi, 2015). Se trata de un test no paramétrico, que no requiere suposiciones sobre la distribución de los datos y por lo tanto puede ser empleado sobre variables asimétricas, como puede ser el caso de la lluvia. A diferencia de la regresión lineal, es insensible ante la presencia de observaciones inusualmente extremas. Permite detectar un comportamiento monótono de la variable en el tiempo, que no necesariamente se traduce en asociación lineal. El estadístico Z de Mann-Kendall depende de la cantidad de veces que un determinado valor en la serie temporal es superado en períodos subsiguientes. El estadístico Z sigue una distribución normal estándar,

y toma valores positivos (negativos) ante un aumento (disminución) de la variable con el tiempo. Bajo la hipótesis nula $Ho: Z = 0$ en un test a dos colas se considera que existe una tendencia estadísticamente significativa con un nivel de significancia α si el valor absoluto de Z supera el umbral crítico dado por el percentil asociado a $1 - {}^{\alpha}/_{2}$ en la distribución normal. Por otro lado, el test de Mann-Kendall fue diseñado para series temporales con independencia serial. En el caso de que esta hipótesis no se cumpla puede aumentar el error de Tipo I del test, por lo cual diversos enfoques fueron propuestos para sortear este problema (p.e. von Storch, 1995; Yue et al., 2002). En este trabajo se aplicó la variante Block Bootstrap (BBS) al test de Mann-Kendall en aquellos casos en los cuales las series temporales presentan autocorrelación significativa en el primer lag al 95% de confianza (Anderson, 1942). Para realizar el remuestreo necesario en BBS se realizaron 2000 simulaciones, con una longitud de bloque $l = 5$ (Onoz y Bayazit, 2012). En estos casos particulares, bajo la hipótesis nula $Ho: Z = 0$ en un test a dos colas se considera que existe una tendencia creciente (decreciente) estadísticamente significativa en la serie temporal con un nivel de significancia α $(0 < \alpha < 1)$ si el Z positivo (negativo) supera (es menor) al umbral crítico dado por los $\left(2000 * {}^{\alpha}/_{2}\right)$-ésimos valores mayores (menores) de Z' obtenidos a partir de los remuestreos.

Se realizó un análisis de las tendencias a nivel regional (territorio argentino completo) y local (enfocado en la región norte del país). En cada estación meteorológica considerada se calculó la pendiente lineal de la precipitación anual y estacional tomando como nivel de significancia $\alpha = 0.05$. Los resultados obtenidos mediante el ajuste lineal fueron contrastados con aquellos obtenidos mediante el test de Mann-Kendall, considerando la variante BBS del test en presencia de autocorrelación. Si bien del test de Mann-Kendall no se derivan valores explícitos de pendiente, permite evaluar el comportamiento de la lluvia a lo largo del tiempo sin asegurar linealidad ni la normalidad de la variable. Por otro lado, debido a que la tendencia es altamente dependiente del período estudiado, se repitió el procedimiento para los períodos 1961-2018 (58 años) y 1985-2018 (34 años), con el propósito de evaluar si se observaron cambios en el comportamiento de la precipitación entre ambos períodos.

RESULTADOS

Análisis regional

Se obtuvieron los valores de precipitación media anual y estacional en el período 1961-2018 de las estaciones distribuidas en el territorio argentino, para enmarcar el análisis de las tendencias en el contexto climatológico de cada región (Figura 1). Se puede observar que los máximos acumulados anuales se concentran en la región noreste del país, disminuyendo hacia el sur y el oeste. Los valores más bajos se ubican en Cuyo y Patagonia, a excepción de un máximo relativo en el noreste patagónico. Gran parte de las estaciones ubicadas en el centro-norte de Argentina muestran mínima precipitación acumulada en el trimestre de invierno, mientras que las estaciones del noreste patagónico presentan los máximos valores de precipitación acumulada entre MAM y JJA. Durante el verano en el extremo noroeste del país se alcanzan los valores más altos de lluvia en el año, al igual que en Cuyo (de menor intensidad). En cambio, en el extremo sur de la Patagonia la precipitación muestra poca variabilidad a lo largo del año, comparada con las estaciones ubicadas en latitudes más bajas.

Los valores de pendiente lineal para cada estación meteorológica, así como los resultados del test de Mann-Kendall en el periodo 1961-2018, se muestran en la Figura 2. Se puede observar que hay una gran concordancia a nivel regional entre los signos de la pendiente lineal y de Z en todos los casos lo cual indica que, de existir un cambio monótono de la precipitación a lo largo del tiempo, puede ser explicado en gran medida a partir de un comportamiento lineal. En líneas generales, las estaciones cuyo p-valor de Mann-Kendall es menor al 5% coinciden

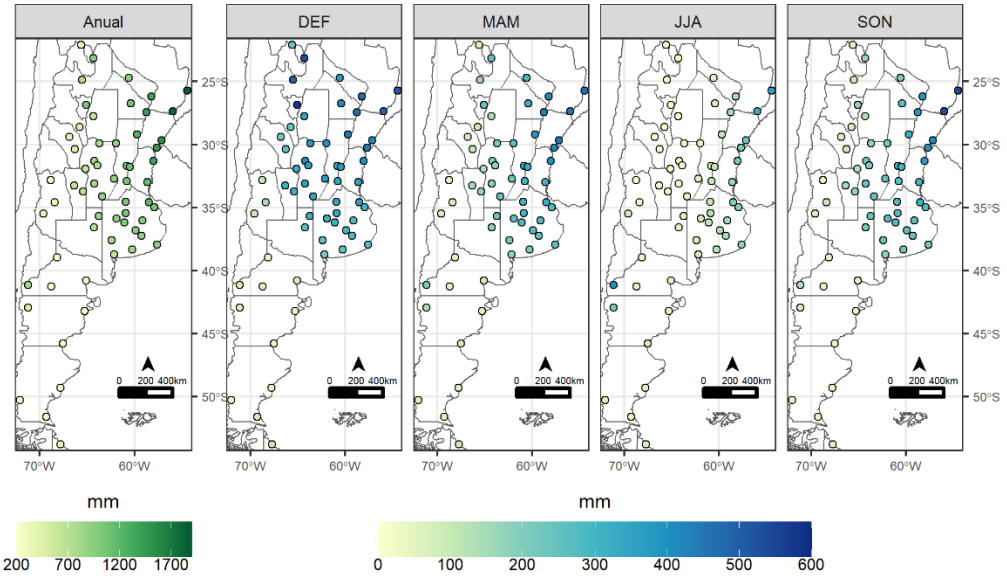


Figura 1. Campos de precipitación media anual, en DEF, en MAM, en JJA, y en SON para las estaciones meteorológicas consideradas en el análisis regional.

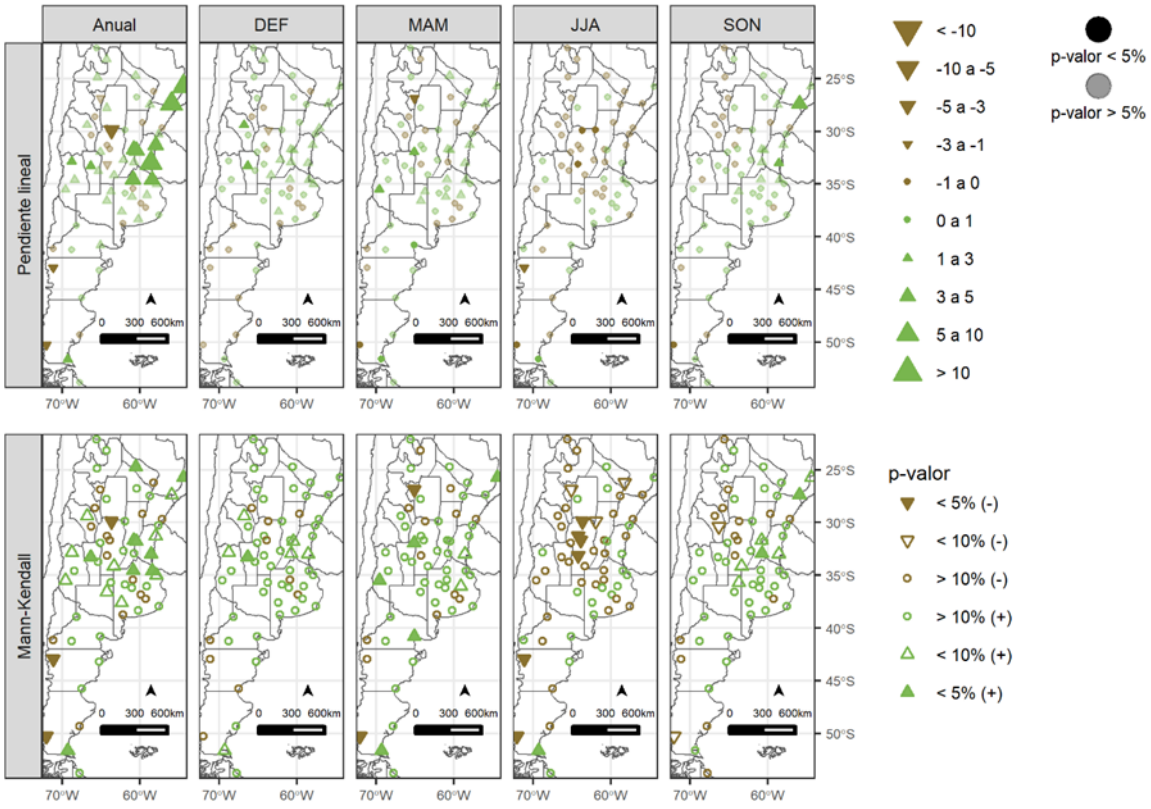


Figura 2. Campos para los casos de precipitación anual, en DEF, en MAM, en JJA, y en SON (columnas) para el período 1961-2018. Primera fila: pendiente lineal (mm/año para la tendencia anual y mm/estación para las tendencias trimestrales). Marcadores marrones (verdes) indican pendiente lineal negativa (positiva). Los marcadores sin transparencias indican que la pendiente lineal es significativa al 95% de confianza según el test t-Student. Segunda fila: resultados del test de Mann-Kendall. Marcadores marrones (verdes) indican que el estadístico Z es negativo (positivo). La forma del marcador representa el nivel de significancia de Z.

con aquellas asociadas a tendencias lineales significativas con un nivel de confianza del 95%. En la Figura 2 (primera columna) se observa que si bien hay cierta variabilidad espacial, la precipitación anual muestra a nivel regional un predominio de tendencias positivas significativas por sobre negativas. En el litoral y norte de la provincia de Buenos Aires se observa mayormente un aumento progresivo de la precipitación anual en 1961-2018 del orden de 5 mm/año, mientras que un comportamiento similar se destaca en la zona de Cuyo, aunque con menor intensidad. Tendencias positivas también se ubican en el noroeste argentino, si bien no son significativas. En la región central del país se observa en estaciones puntuales un leve decrecimiento de la precipitación anual con el tiempo; éste comportamiento es estadísticamente significativo al 95% de confianza sólo en el norte de la provincia de Córdoba. En el sur de la región pampeana predominan tanto en cantidad como en intensidad las estaciones con tendencias positivas en la lluvia anual. En la región patagónica la densidad de estaciones es menor que en el resto del territorio. Sin embargo, se pueden destacar tendencias significativas hacia menores acumulados anuales en estaciones andinas, mientras que en las estaciones ubicadas sobre la costa oriental prevalecen tendencias positivas leves sólo significativas en el extremo sur.

La variabilidad intra-anual de las tendencias en 1961-2018 se analizó estudiando el comportamiento de la precipitación trimestral (Figura 2, segunda a quinta columna). Se observan menos estaciones meteorológicas con tendencias significativas al 95% de confianza en los campos trimestrales con respecto al caso anual (Figura 2, primera columna). El patrón espacial en el signo de las tendencias en DEF se asemeja fuertemente al caso anual, si bien existe contribución de los demás trimestres para obtener los valores de tendencia de la lluvia anual. Los cambios en la precipitación de otoño y primavera refuerzan los cambios en el verano en gran parte de las estaciones ubicadas en el litoral y norte de Buenos Aires. La mayor diferencia se destaca en el trimestre de invierno en el que predominan las tendencias negativas en el centro y norte del país, siendo estadísticamente significativas en la región central, donde los acumulados climatológicos suelen ser los más escasos del año (Figura 1, cuarta columna). Por otro lado, las estaciones patagónicas andinas muestran que la tendencia anual negativa está en gran parte debida a los cambios de la lluvia en JJA, que constituye el período climatológicamente más lluvioso particularmente en el noreste patagónico (Figura 1, cuarta columna). La precipitación trimestral en la Patagonia costera presenta signos consistentes a lo largo del año con respecto a las tendencias del acumulado anual.

Debido a que las tendencias dependen fuertemente del período considerado, se obtuvieron los valores de pendiente lineal y la significancia del Z de Mann-Kendall para los casos anual y estacional en 1985-2018 (Figura 3). Nuevamente, hay gran concordancia espacial entre los resultados obtenidos por ambas metodologías, con algunas diferencias en estaciones puntuales que presentan un p-valor alto (> 10%) de Mann-Kendall. Una de las diferencias más evidente es la mayor cantidad de estaciones con tendencias negativas en el último período particularmente en la precipitación anual, de DEF, de MAM y de SON. La Figura 4 detalla si efectivamente hubo una variación en el signo de las tendencias de las estaciones meteorológicas entre el período completo (1961-2018) y sus últimos años (1985-2018).

Las Figuras 3 (primera columna) y 4 (primera columna) muestran que en el norte argentino predominan las estaciones que revierten el signo de las tendencias de precipitación anual, volviéndose negativas en los últimos años. En particular, en el norte de Salta y sur de Chaco la precipitación anual alcanza las mayores tasas de decrecimiento en 1985-2018, del orden de 5 mm/año y 10 mm/año, respectivamente. Tanto en el litoral como en la región central del país y Cuyo prevalecen las estaciones que conservan el signo del cambio en los acumulados anuales, aunque las tendencias negativas se ven exacerbadas y varias estaciones con tendencias positivas pierden significancia estadística. Al igual que en el norte del país, en el sur de la región pampeana gran parte de las estaciones pasan de tener un crecimiento lineal de la precipitación anual en el período más extenso a un decrecimiento en los últimos años. El comportamiento opuesto se observa en las estaciones de los andes patagónicos, si bien presentan valores leves y no significativos de crecimiento. En la

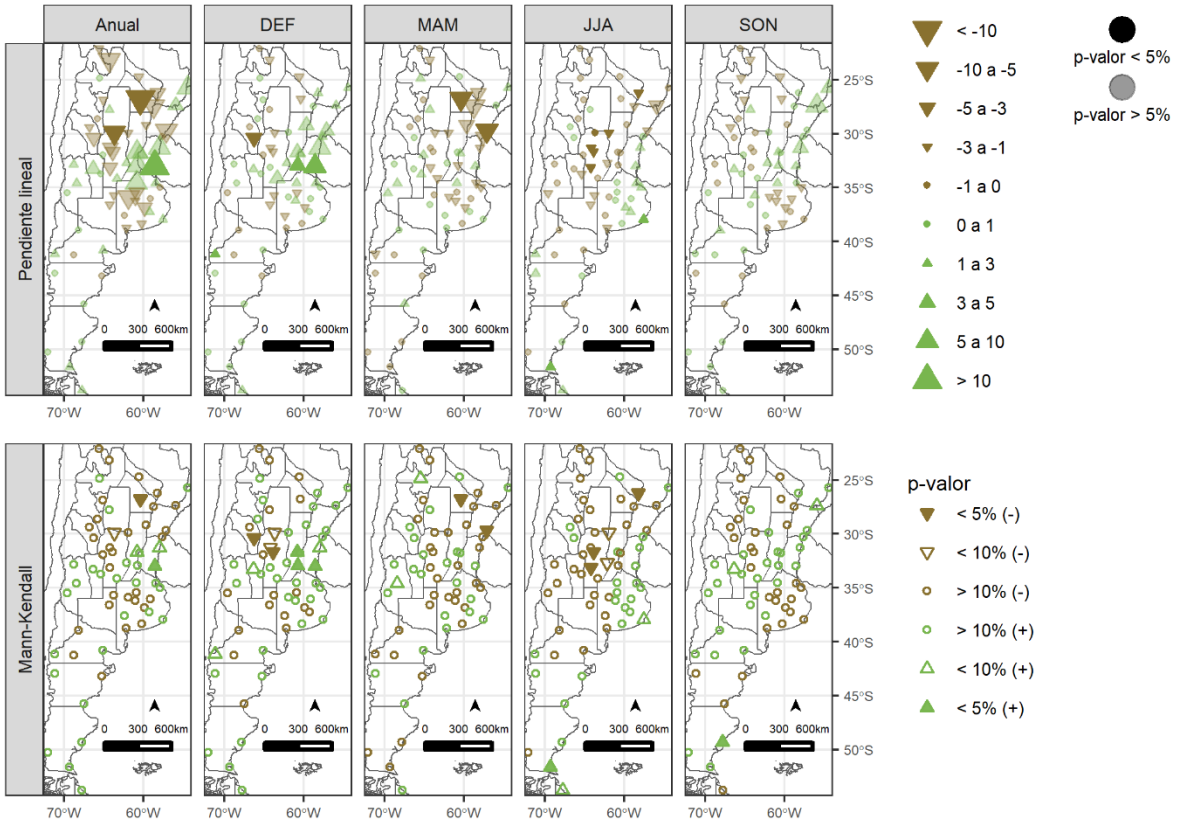


Figura 3. Análogo a la Figura 2, para el período 1985-2018.

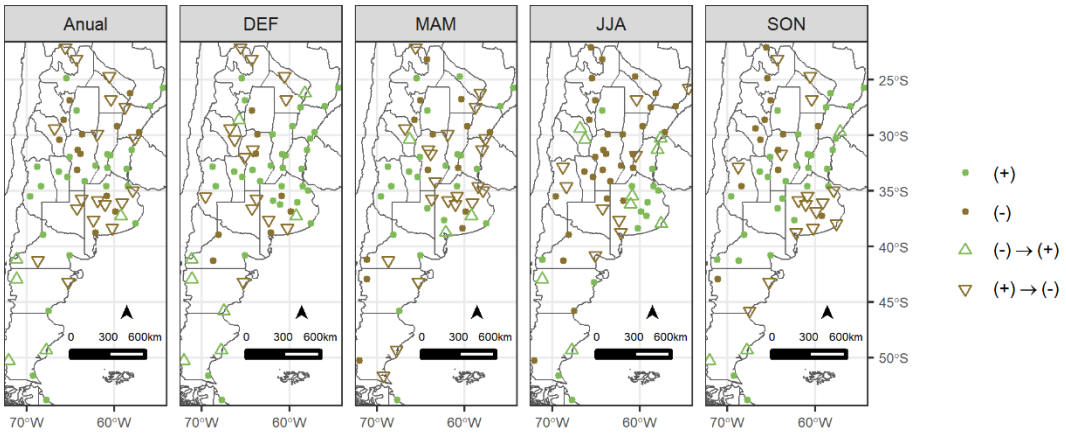


Figura 4. Variación de la pendiente entre 1961-2018 y 1985-2018. Puntos verdes (marrones) indican que se mantuvo la pendiente positiva (negativa) de un período a otro. Triángulos verdes (marrones) indican que hubo un cambio en el signo de la pendiente, pasando de ser negativo (positivo) en el primer período a positivo (negativo) en el segundo período.

Patagonia costera la mayor parte de las estaciones tienen tendencia positiva en la precipitación anual en el segundo período, aunque las mismas son leves en magnitud.

Con respecto a la variabilidad inter-estacional (Figuras 3 y 4, columnas 2 a 5) gran parte de las estaciones ubicadas en el norte argentino presentan tendencias negativas de precipitación trimestral en al menos un trimestre, lo cual contribuye a los valores de cambio observados en los acumulados anuales de los últimos años. En particular, se observan cambios en el signo de las pendientes de un período a otro particularmente en DEF, MAM, y SON, mientras que en líneas generales se mantiene el decrecimiento de la precipitación invernal. Un comportamiento similar se destaca en el sur de la región pampeana, donde los

cambios en el signo de las pendientes hacia la disminución de la precipitación trimestral en el segundo período se dan por sectores a lo largo del año, y contribuyen a lo observado en el caso anual. En verano se observan tasas significativas de decrecimiento de la precipitación en el norte de Cuyo, mientras que en invierno las tendencias negativas predominan en el sur de Cuyo y región central del país particularmente en la provincia de Córdoba, donde las mismas se profundizan respecto a lo observado en el período completo. La precipitación de verano se intensifica especialmente en Santa Fe, Entre Ríos y sur de Corrientes; en cambio, durante el otoño prevalecen las tendencias negativas en zonas aledañas a cercanas a los 30°S-60°O. Si bien las tendencias de la precipitación trimestral en el sur del país siguen manteniéndose leves en comparación a las estaciones ubicadas más al norte, en el noreste patagónico se revierten las tendencias al decrecimiento de la precipitación en JJA.

Análisis local

Con el propósito de focalizar el análisis en la región del norte argentino se calcularon los valores de pendiente lineal y la significancia del estadístico Z de Mann-Kendall para 47 estaciones distribuidas en las provincias de Jujuy, Salta, Formosa, Chaco, Tucumán y Santiago del Estero (Figura 5). Para poder incrementar la densidad de estaciones meteorológicas con disponibilidad de información al reducir el área de estudio, se consideró solamente el período 1985-2018.

El patrón espacial de los cambios en la lluvia derivada del test de Mann-Kendall muestra una gran concordancia con lo obtenido a partir del ajuste lineal, como también se notó en el análisis regional. La mayor parte de las estaciones ubicadas en el norte presentan un decrecimiento en los acumulados anuales y trimestrales de precipitación (a excepción del verano), siendo JJA la época del año con mayores diferencias entre la dirección del cambio dada por la pendiente lineal y por el test de Mann-Kendall.

En el caso local resalta la variabilidad espacial de los cambios en la precipitación anual y trimestral al considerar una mayor cantidad de estaciones. El decrecimiento de los acumulados anuales observados en el sur de Chaco anteriormente (Figura 4, primera columna) se extiende a gran parte de las estaciones de la provincia, siendo significativa al 95% de confianza en 4 estaciones ubicadas en el sudeste de Chaco (Figura 5, primera columna). Hacia el oeste, se observa la presencia de tendencias de ambos signos en la precipitación anual, si bien las mismas no son significativas. La excepción se encuentra en el noroeste de Salta, donde se destaca un decrecimiento significativo de la precipitación del orden de 5 mm/año; la significancia de este cambio no fue detectada previamente en el análisis regional. En la primavera casi la totalidad de las estaciones al oeste de 62°O muestran tendencias negativas de precipitación, siendo estadísticamente significativas en el extremo noroeste de Salta. Dichas tendencias no superan en magnitud los 2 mm/estación; sin embargo, la disminución total del acumulado trimestral de SON en 1985-2018 dado por la pendiente lineal representa aproximadamente 20% más que el valor medio de la lluvia de primavera en ese mismo período. Hacia el sudeste de la región de análisis local aumenta la variabilidad espacial de la lluvia de SON, mientras que en otoño predominan las pendientes lineales negativas significativas, con valores que rondan entre 4 y 7 mm/estación aproximadamente. En esta área, la disminución total del acumulado de MAM en 1985-2018 dada por la pendiente lineal representa más del 60% del valor medio de la lluvia de otoño. Durante el invierno, en el sur de Chaco y este de Formosa predominan las tendencias negativas de precipitación (significativas en el extremo oriental de Formosa), mientras que hacia la región del Impenetrable chaqueño algunas estaciones muestran un incremento en la lluvia invernal. Al oeste de 62°O nuevamente se observan mayormente pendientes negativas en la precipitación trimestral, si bien JJA está asociado a un mínimo muy marcado en la precipitación climatológica (Figura 1, cuarta columna). La situación en el extremo occidental se modifica en DEF, especialmente para el noroeste argentino, dado que se trata de la época del año con mayores acumulados trimestrales (Figura 1, segunda columna). Las tendencias

lineales en DEF más intensas en esta zona son positivas y exceden los 4 mm/año en el norte de Salta; sin embargo, no son estadísticamente significativas.

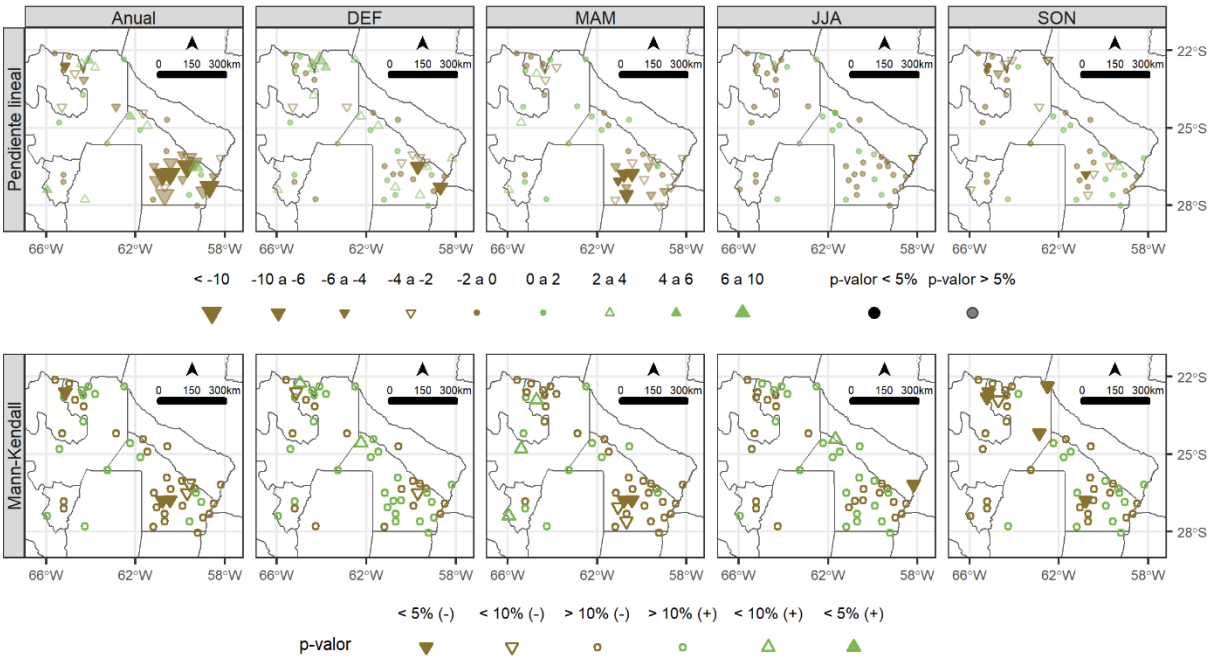


Figura 5. Análogo a Figura 3, para estaciones ubicadas en el norte argentino. Nótese el cambio en la escala de la pendiente respecto a las Figuras 3 y 4.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

El propósito de este trabajo fue detectar y analizar la distribución espacial de cambios en la precipitación acumulada anual y estacional en Argentina en 1961-2018 y 1985-2018, comparando los resultados considerando un comportamiento lineal (ajuste lineal por cuadrados mínimos) y no lineal (test de Mann-Kendall) en la evolución temporal de la lluvia. La pendiente lineal obtenida mediante cuadrados mínimos y los resultados derivados del test de Mann-Kendall concuerdan (salvo diferencias puntuales) en la dirección y significancia del cambio de la precipitación en los dos períodos considerados. El hecho de que el test de Mann-Kendall sea resistente ante valores extremos (particularmente ventajoso en variables poco simétricas), sumado a la utilización de la variante BBS, brinda mayor robustez a los cambios observados y cuantificados a través de la pendiente lineal, especialmente en aquellos casos estadísticamente significativos (p-valor < 0.05). Además, la concordancia entre ambos métodos sugiere que buena parte del cambio observado en la precipitación desde mediados del siglo pasado podría ser explicado a partir de un comportamiento lineal.

En el análisis regional a partir de la década de 1960 predomina el aumento en los acumulados anuales principalmente en el litoral argentino y norte de la provincia de Buenos Aires, mientras que las estaciones con tendencia negativa son más escasas y están acotadas a los Andes patagónicos y la provincia de Córdoba. Si bien hay cierta variabilidad inter-estacional, JJA es la estación con mayor predominancia de tendencias negativas. Resultados similares fueron hallados por otros autores, considerando períodos ligeramente más cortos en la segunda mitad del siglo XX (Barros et al. 2000; Castañeda y González, 2008; Doyle et al., 2012; etc). En particular, el aumento de la precipitación anual en Argentina subtropical fue uno de los factores que favoreció el corrimiento hacia el oeste de la frontera agrícola (Murgida et al., 2014; Barros y Camilloni, 2016). Sin embargo, considerando los últimos 34 años del período original se observa un cambio en los signos de las tendencias de la precipitación anual, desde el crecimiento a partir de la década de 1960 al decrecimiento a partir 1985,

particularmente en el sur de la región pampeana y el norte argentino; en cambio, los Andes patagónicos muestran el comportamiento opuesto (aunque adquiriendo pendientes más leves). Al reducir el área de estudio al territorio argentino al norte de 28°S, incrementando la densidad de estaciones, se observa que la tendencia negativa en los acumulados anuales ocupa gran parte de las estaciones en el sur de Chaco, y en menor medida el norte de Salta. Un hallazgo similar fue realizado por González et al. (2012) en esta región al analizar la pendiente lineal en un período ligeramente más corto (1980-2007). Barros y Camilloni (2016) observaron una reversión hacia tendencias negativas desde los últimos años del siglo XX en estaciones del centro y noreste argentino, y plantearon la posibilidad de que dicho comportamiento sea debido a variabilidad interdecadal dada por la alternancia de fases más débiles e intensas de El Niño. En el caso particular del análisis local, otra hipótesis es que los cambios en el uso del suelo en las últimas décadas en la región del Gran Chaco, dados principalmente por el crecimiento en la actividad agropecuaria, hayan favorecido la reversión en el signo de las tendencias de lluvia. Zak et al. (2004), Grau et al. (2005), Piquer-Rodríguez et al. (2015), y Torrella et al. (2015) fueron algunos autores que cuantificaron el área deforestada para fines agropecuarios (principalmente cultivo de soja y pasturas) en distintos sectores del Chaco semi-árido desde la segunda mitad del siglo XX, observando una aceleración en la tasa de deforestación desde la década de 1990 (con variaciones según el área considerada). Según datos recabados por el Proyecto de “Mapeo Anual de Cobertura y Uso del Suelo del Gran Chaco Americano” (MapBiomas Chaco), entre 2010 y 2017 en el Chaco argentino hubo una pérdida cercana a 1.7 millones de hectáreas de vegetación natural, mientras que el área dedicada a actividades agropecuarias y forestales creció en medida similar. Jobbágy et al. (2008) destaca que las transformaciones en el tipo de suelo, pasando de bosques semiáridos a cultivos de secano en un terreno de baja pendiente, puede alterar el balance de agua en los ecosistemas y la hidrología subterránea, modificando la calidad del agua y la fertilidad de los suelos. Salazar et al. (2015) argumentan que el efecto del cambio del uso del suelo en el Chaco semi-árido también puede reflejarse en la precipitación, a través de cambios en el albedo y los flujos de calor latente y sensible en la interfaz suelo-atmósfera. En particular, la transición de bosques a cultivos podría potencialmente generar condiciones más secas y explicar las tendencias negativas observadas en los últimos años.

Es importante resaltar que éstas son hipótesis que podrían dar cuenta de los procesos que llevan a variaciones en la evolución temporal de la lluvia entre 1961-2018 y 1985-2018 en el norte argentino, pero es necesario ampliar la investigación considerando otros factores (variabilidad interdecadal, cambios en la circulación atmosférica, etc.) que puedan explicar las tendencias observadas en esta región y en el resto del territorio. La atribución de causas de los cambios observados excede los objetivos de este trabajo.

REFERENCIAS

Anderson, R. L., 1942. Distribution of the serial correlation coefficients. *Annals of Mathematical Statistics,* **13** (1): 1-13.

Ay, M., y Kisi, O., 2015. Investigation of trend analysis of monthly total precipitation by an innovative method. *Theor. Appl. Climatol.,* **120**: 617-629.

Barros, V., Camilloni, I., 2016. *La Argentina y el cambio climático: de la física a la política*. Eudeba, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Barros, V., Castañeda, E., Doyle, M., 2000. Recent precipitation trends in Southern South America to the east of the Andes: an indication of a mode of climatic variability. En *Southern Hemisphere Paleo and Neoclimates Key.* Smolka, P., Volkheimer, W. (eds). Berlin, Heidelberg.

Barros, V., Doyle, M., Camilloni, I., 2008. Precipitation trend in southeastern South America: relationship with ENSO phases and with low-level circulation. *Theor. Appl. Climatol.,* **93**: 19-33.

Castañeda, M., González, M., 2008. Statistical analysis of the precipitation trends in the Patagonia region in southern South America. *Atmósfera,* **21** (3): 303-317.

Chen, J., Wu, X., Finlayson, B., Webber, M., Wei, T., Li, M., Chen, Z., 2014. Variability and trend in the hydrology of the Yangtze River, China: Annual precipitation and runoff. *J. Hydrol.,* **513**: 403-412.

Da Silva, R., Santos, C., Moreira, M., Corte-Real J., Silva, V., Medeiros, I., 2015. Rainfall and river flow trends using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in the Cobres River basin. *Nat. Hazards,* **77**: 1205-1221.

De Luis, M., Čufar, K., Saz, M., Longares, L., Ceglar, A., Kajfež-Bogataj, L, 2014. Trend in seasonal precipitation and temperatura in Slovenia during 1951-2007. *Reg. Environ. Change,* **14**: 1801-1810.

Doyle, M., Saurral, R., Barros, V., 2012. Trends in the distributions of aggregated monthly precipitation over the La Plata Basin. *Int. J. Climatol.*, **32**: 2149-2162.

Gemmer, M., Becker, S., Jian, T., 2004. Observed monthly precipitation trends in China 1951-2002. *Theor. Appl. Climatol.,* **77**: 39-45.

González, M., Dominguez, D., Nuñez, M., 2012. Long term and interannual rainfall variability in argentinean Chaco Plain region. En: Rainfall: Behavior, Forecasting and Distribution, Capítulo 4, 68-69. Martín O., Roberts T. (eds). Nova Science Publishers.

Grau, H., Gasparri, N., Aide, T., 2005. Agriculture expansión and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation,* **32** (2): 140-148.

Hannaford, J., y Buys, G., 2012. Trends in seasonal river flow regimes in the UK. *J. Hydrol.,* **475**: 158-174.

Hartmann, D.L., A.M.G. Klein Tank, M. Rusticucci, L.V. Alexander, S. Brönnimann, Y. Charabi, F.J. Dentener, E.J. Dlugokencky, D.R. Easterling, A. Kaplan, B.J. Soden, P.W. Thorne, M. Wild and P.M. Zhai, 2013: Observations: Atmosphere and Surface. En: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change,* Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jobbágy, E., Nosetto, M., Santoni, C., Baldi, G., 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. *Ecol. Austral,* **18**:305-322.

Liebmann, B., Vera, C., Carvalho, L., Camilloni, I., Hoerling, M., Allured, D., Barros, V., Baez, J., Bidegain, M., 2004. An Observed Trend in Central South American Precipitation. *J. Climate,* **17**: 4357-4367.

Longobardi, A., y Villani, P., 2010. Trend analysis of annual and seasonal rainfall time series in the Mediterranean area. *Int. J. Climatol.,* **30**: 1538-1546.

Murgida, A., González, M., Tiessen, H., 2014. Rainfall trends, land use change and adaptation in the Chaco salteño region of Argentina. *Reg. Environ. Change*, **14**: 1387-1394.

Önöz, B., Bayazit, M., 2012. Block bootstrap for Mann-Kendall trend test for serially dependent data. *Hydrol. Process.,* **26** (23): 3552-3560.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T., 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecol.,* **30**: 817-833.

Proyecto MapBiomas Chaco – Colección 1.0 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Gran Chaco Americano, accedido en 9/2020 a través de http://chaco.mapbiomas.org/

Salazar, A., Baldi, G., Hirota, M., Syktus, J., McAlpine, C., 2015. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: a review. *Global and Planetary Change,* **128**: 103-119.

Torrella, S., Ginzburg, R., Galetto, L., 2015. Forest fragmentation in the Argentine Chaco: recruitment and population patterns of dominant tree species. *Plant Ecol.,* **216**: 1499-1510.

Von Storch VH. 1995. Misuses of statistical analysis in climate research. In *Analysis of Climate Variability: Applications of Statistical Techniques*, von Storch H, Navarra A (eds). Springer-Verlag: Berlin, 11–26.

Yue, S., Pilon, P., Phinney, B., Cavadias, G., 2002. The influence of autocorrelation on the ability to detect trend in hydrological series. *Hydrol. Process.,* **16**: 1807-1829.

Zak, M., Cabido, M., Hodgson, J., 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation,* **120**: 589-598.

EVALUACIÓN DEL DISEÑO DE UNA MICRO TURBINA FRANCIS.

Irazusta, M. B.; Reyna, T. M.

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.-
Argentina
belen.irazusta@gmail.com, teresamaria.reyna@gmail.com

RESUMEN

Los recursos renovables resultan en la actualidad una fuente de energía de gran interés social. El mundo es cada día más consciente de la necesidad de modificar su matriz energética de forma tal que se pueda disminuir los efectos del cambio climático y contribuir a un desarrollo sostenible. En esta línea, este trabajo de investigación centra su atención en la energía hidroeléctrica de pequeña escala, es decir, aquella que, sin caer en los grandes impactos ambientales generados por el represamiento del recurso hídrico, aprovecha la energía de este para el consumo local y garantizar el acceso de energía a aquellos sectores que no son alcanzados por la red de electricidad. Las turbinas hidráulicas representan una parte de gran importancia en dichas centrales. Las mismas se vienen estudiando desde hace muchos años, especialmente el proceso de diseño procurando la máxima eficiencia. Sin embargo, en pequeña escala, la información disponible es muy reducida, los procesos de diseño desconocidos así como las tecnologías de fabricación. En la Provincia de Córdoba, se debe recurrir a turbinas que se coloquen fuera del cauce del río (no cinéticas), debido a las grandes variaciones de caudal en las diferentes estaciones del año. Así, para dicha escala, los tipos de turbinas más utilizados son: Michell Banki, Pelton, Turgo y Hélice. Siendo la turbina Francis una de las turbinas de mayor difusión en las grandes centrales hidroeléctricas, se plantea el diseño de una turbina Francis para una micro-central hidroeléctrica comparando diferentes procedimientos y evaluando cuál de los mismos resulta más completa y de una geometría más eficiente. Se comparan entonces dos procedimientos de diseño y con herramientas de CFD se evalúa el comportamiento del fluido para seleccionar el diseño más eficiente.

Palabras clave: Energías renovables – Micro turbinas hidráulicas – Turbina Francis – Diseño geométrico.

ABSTRACT

Renewable resources are currently a source of energy of great social interest. The world is increasingly aware of the need to modify its energy matrix in such a way that it can reduce the effects of climate change and contribute to sustainable development. In this line, this research work focuses its attention on small-scale hydroelectric energy, that is, which is obtained without falling into the great environmental impacts generated by the damming of water resources, uses its energy for local consumption and guarantee energy access to those sectors that are not reached by the electricity grid. Hydraulic turbines represent a very important part in these plants. They have been studied for many years, especially the design process looking fot its maximum efficiency. However, on a small scale, the information available is very limited and the design processes and manufacturing technologies are unknown. In Córdoba, Argentina, it is necessary to use turbines that are placed outside the riverbed (not kinetic), due to the large variations of its flow in the different seasons of the year. Thus, for this scale, the most widely used types of turbines are: Michell Banki, Pelton, Turgo and Helix. As the Francis turbine is one of the most widely distributed turbines in large hydroelectric plants, the design of a Francis turbine for a micro-hydroelectric plant is proposed, comparing different procedures and evaluating which of them is more complete and with a more efficient geometry. Two design procedures are then compared and with CFD tools the behavior of the fluid is evaluated to select the most efficient design.

Key words: Renewable energies - Micro hydro turbines - Francis turbine - Geometric design.

INTRODUCCIÓN

Las turbinas hidráulicas son máquinas rotativas que permiten la transferencia energética entre un fluido y un eje, que luego se conectará con el generador para producir electricidad. El diseño geométrico de las mismas condicionará el funcionamiento global de dicha transferencia energética, especialmente la eficiencia en el proceso, así como el proceso de fabricación, instalación y mantenimiento de la máquina (Polo Encina, 1980).

La turbina Francis es una turbina de reacción y de flujo mixto, donde el agua ingresa al rodete desde su periferia, generalmente guiada por los álabes de un distribuidor, y sale axialmente a través de un tubo de desfogue. La misma se encuentra muy difundida entre las máquinas utilizadas para las grandes centrales hidroeléctricas debido a la amplitud de caudales y saltos con los que puede funcionar de manera eficiente.

Dentro de las ventajas de este tipo de turbina se destaca que el diseño es robusto, por lo que el mantenimiento que requiere es escaso. A su vez, permite velocidades de giro elevadas, ocupando espacios reducidos para la producción de grandes potencias en relación a otras máquinas (axiales). También, siendo que el flujo es centrípeto, las pérdidas son menores que en otros tipos de flujo, a su vez, el tipo de salida permite un diseño más sencillo del tubo de desfogue. La principal desventaja que se observa en este tipo de turbinas es el posible fenómeno de cavitación que puede generarse debido a las disminuciones de presión que se dan en el interior del rotor (Mataix, 2009).

Los principales componentes de este tipo de turbina son caja espiral o caracol, encargada de dirigir el caudal de agua desde la tubería forzada hacia el distribuidor, buscando que la velocidad de ingreso sea constante razón por la cual si forma es espiralada; distribuidor, que direcciona el flujo de agua hacia el rotor de tal forma que las componentes vectoriales del mismo sean favorables para la transmisión energética; rotor, convertirá la energía del fluido en energía mecánica a través de la rotación de álabes acoplados a un eje; y tubo de desfogue o difusor: recupera al máximo la energía cinética del agua al devolverla a la fuente.

Las centrales hidroeléctricas son bien conocidas a nivel mundial y han sido ampliamente desarrolladas desde hace ya varios años. Esto se da debido a que la generación hidroeléctrica no implica la producción de desechos ni la emisión de gases de efecto invernadero, además de permitir el almacenamiento de energía por medio de embalses. Sin embargo, este tipo de centrales enfrentan ciertos desafíos: grandes impactos al medio natural, económico y social afectado y grandes períodos de estudio y construcción. A su vez, este tipo de centrales no resuelve la problemática presentada en zonas rurales, con menor densidad poblacional, que difícilmente se encuentran provistas de energía eléctrica, siendo el traslado de la energía eléctrica muy costoso. Dentro de este paradigma, hace ya algunas décadas se viene trabajando en el desarrollo de las pequeñas instalaciones hidroeléctricas. Se trata de centrales de pequeña escala, definidas según la potencia capaz de producir. Las mismas se ubican normalmente a la orilla del río, derivando caudal del mismo y evitando así el represamiento del agua, lo que generaría grandes impactos ambientales. Además, no requieren de prolongados estudios tanto técnicos como económicos y ambientales para su concreción (Reyna et al, 2020).

Las turbinas hidráulicas utilizadas para pequeños aprovechamientos hidroeléctricos no son las mismas que las que se utilizan para grandes escalas. Esto se debe principalmente a que para las pequeñas centrales se busca simplificar los diferentes modelos disponibles en el mercado de forma tal de garantizar una turbina económica, posible de fabricar en talleres locales y de fácil mantenimiento (Areyuna, 2016). Las principales turbinas utilizadas para pequeños aprovechamientos en América Latina son: Pelton, Turgo, Michell Banki y Hélice. La turbina Francis no se encuentra difundida entre pequeños aprovechamientos hidroeléctricos por lo que buscaremos desarrollar un diseño

adaptado a pequeñas centrales y evaluar su factibilidad de ser utilizada en dichas centrales.

Antecedentes

La Universidad Nacional de Córdoba viene trabajando hace ya algunos años en la adaptación de turbinas hidráulicas para pequeñas centrales. Dentro de los trabajos realizados puede mencionarse:

- Turbina Michell Banki: diseñada y fabricada en talleres locales. Instalada en el Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales. De esta turbina se desarrolló tanto el diseño como la simulación numérica y la materialización. Los parámetros de diseño utilizados fueron: 120 l/s y 25 m de carga produciendo una potencia útil de 18kW.
- Turbina Hélice: diseño de geometría y diseño 3D para evaluar su factibilidad de construcción. Con la participación del Instituto Técnico Cristo Obrero de Carlos Paz se procedió a la construcción de las diferentes partes de la turbina. A su vez, con impresoras 3D se materializó el rodete de esta turbina para ser llevado a aulas de clase. Los parámetros de diseño utilizados fueron: 100 l/s y 5 m de carga produciendo una potencia útil de 3kW. (Reyna et al, 2018)
- Turbina Turgo: diseñada y materializada con impresoras 3D. Se desarrolló una simulación computacional de su funcionamiento en conjunto con la fabricación de un banco de pruebas de dicha turbina impresa con plotters 3D. Se contó con la ayuda del Instituto Técnico Cristo Obrero. Los parámetros de diseño utilizados fueron: 10 l/s y 26 m de carga produciendo una potencia útil de 1,5kW.
- Turbina Pelton: diseño de la turbina Pelton e impresión 3D. Los parámetros de diseño utilizados fueron: 3,2 l/s y 38 m de carga produciendo una potencia útil de 0,7kW.

Con el diseño de cada tipo de turbinas hidráulicas se encuentran las diferentes dificultades constructivas que pueden plantearse a la hora de materializar estas centrales y se observan las deficiencias de algunos procesos de diseño donde la ausencia de datos debe ser asumida por el usuario según su criterio profesional.

Para ampliar el rango de turbinas adaptadas para la pequeña generación de energía hidroeléctrica, se decidió proceder a diseñar una turbina Francis.

DESARROLLO

Para diseñar la turbina Francis se parte de ciertas condiciones de diseño que vendrán dadas en función del lugar donde se desee emplazar la misma. A su vez, siendo el objetivo de este trabajo ampliar el rango de máquinas disponibles para el uso local, se proponen condiciones de diseño intermedias en función de los antecedentes recientemente mencionados. El caudal de diseño fue de 20 l/s y una carga de 20m. Esto permitiría la producción de una potencia teórica de 3,9kW. Si, de igual manera que para el resto de diseños, asumimos una eficiencia global del 60%, la potencia útil será de 2,4kW.

Se buscó en primer lugar la bibliografía disponible para el diseño geométrico de una turbina Francis. Dentro de los trabajos de investigación encontrados, destacamos a dos autores que indican el procedimiento de diseño de este tipo de turbinas: Galarza Hidalgo (2015), que basa su diseño en el libro Fernandez Díez (2009) quien adapta los diseños de grandes a pequeñas turbinas hidráulicas y en segundo lugar Mataix (2009) que propone el diseño de grandes turbinas hidráulicas. Ambos diseños son empíricos, es decir, en función de la carga H y el caudal Q, de diseño, se estiman coeficientes geométricos a partir de los cuales se calcularán las diferentes dimensiones de la máquina.

Cabe destacar que la finalidad de este trabajo fue la comparación de ambos diseños geométricos para seleccionar el que resultara de la máquina óptima para las condiciones dadas. Recordemos que, al tratarse de una microturbina, se busca simplificar el diseño de forma tal que resulte rentable la construcción e instalación de la máquina, procurando perder lo menor posible en eficiencia.

Diseño geométrico según Galarza Hidalgo

Para el diseño según este autor, debe definirse la velocidad específica (n_s) de rotación de la máquina. Este concepto de velocidad específica se encuentra muy difundido para el diseño y clasificación de las turbinas hidráulicas: se trata de la relación entre la velocidad de rotación de la máquina (N), la potencia (P) y la carga de funcionamiento (H), que servirá justamente para clasificar el tipo de máquina a utilizar en el aprovechamiento hidroeléctrico.

En este caso de diseño, se selecciona una velocidad específica de rotación normal para turbinas Francis lentas, ns = 80 y a partir de la misma se define la velocidad de rotación de la máquina (N) y luego los coeficientes de velocidad tanto a la entrada como a la salida del rotor que estarán también en función de H.

Luego, en función de las velocidades de rotación de la máquina calculadas previamente se definen los diámetros de ingreso y egreso del rotor. Y a partir de n_s, el resto de dimensiones del rotor.

Este diseño permite el cálculo de: velocidades absolutas del fluido y tangenciales a la entrada y salida del rotor, diámetros de entrada y salida del rotor, altura del rotor y ángulo de ataque del rotor que será igual al del distribuidor (Tabla 1). Para el cálculo del ángulo de los álabes a la entrada debe analizarse el triángulo de velocidades y para la salida se asume la condición de máxima eficiencia que considera la componente tangencial de la velocidad de salida del rotor nula (Vallarino, 2000). Los resultados obtenidos a partir de dichos cálculos son:

Tabla 1 Valores obtenidos del diseño según Galarza Hidalgo.

Parámetro	**Valor**	**Unidad**
Velocidad específica	80	
Número de revoluciones	1.465	rpm
Velocidad angular	153	rad/s
c_1	12,5	m/s
c_2	2,58	m/s
u_1	12,88	m/s
u_2	8,32	m/s
D_1	168	mm
D_2	108	mm
B	11,75	mm
α_1	18	°
η_h	0,78	
β_1	52,8	°
β_2	17,2	°
c_{u1}	12,89	m/s

Siendo c la velocidad absoluta, u la velocidad tangencial de los álabes, c_u la velocidad tangencial del fluido, β el ángulo del álabe entre la velocidad relativa entre el movimiento del fluido y de los álabes y el plano tangencial, α el ángulo entre la velocidad absoluta del fluido y el plano tangencia, y D el diámetro del rotor. Los coeficientes 1 y 2 representan la entrada o la salida del rotor respectivamente. Finalmente, η_h representa el rendimiento hidráulico de la turbina. En la Figura 1 se observa el diseño obtenido:

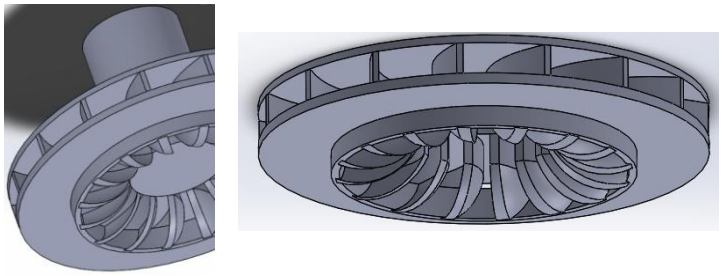


Figura 1 Rotor de la turbina Francis del diseño según Galarza Hidalgo.

Dentro de las falencias que se encontraron en este proceso de diseño se encuentra la ausencia del cálculo de la cantidad de álabes (fueron en este caso supuestos por el usuario igual a 16 álabes) así como la geometría interna de los álabes.

Además del rotor, se desarrolló el diseño del distribuidor que en este caso, como se mencionó previamente, se considera el ángulo de ataque del rotor igual al del distribuidor, y se considera una cantidad menor de álabes, en este caso 12, aunque nuevamente esto no se especifica en el diseño. Esto se observa en la Figura 2.

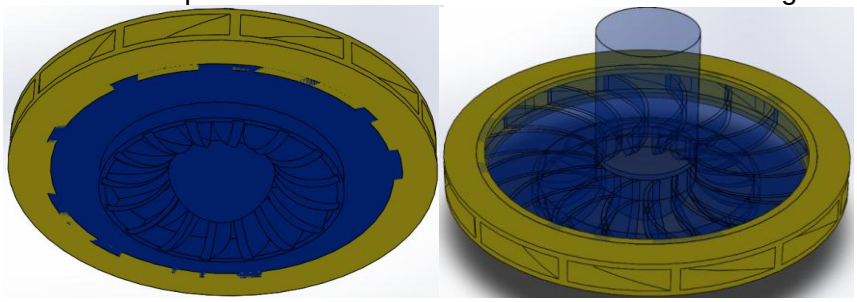


Figura 2 Rotor y distribuidor de la turbina Francis del diseño según Galarza Hidalgo.

Para la cámara espiral, el autor propone el cálculo de la velocidad en el caracol en función de coeficientes empíricos y a partir de la misma se definen los diámetros de la cámara (procurando mantener la velocidad constante al ir disminuyendo el caudal). Se divide la misma en 6 tramos, obteniendo como resultado lo observado en la Tabla 2:

Tabla 2 *Valores obtenidos del diseño del distribuidor según Galarza Hidalgo.*

Diámetro	**Valor obtenido**
d1	6,7 cm
d2	6,1 cm
d3	5,4 cm
d4	4,7 cm
d5	3,8 cm
d6	2,7 cm
d4	4,7 cm

Finalmente se diseña el tubo de desfogue en función de la altura máxima que puede tener el mismo para evitar la cavitación. Este diseño se da según el lugar donde será instalada la turbina, lo que define la temperatura del agua, la presión de vapor para dicha temperatura y la presión barométrica para el lugar de instalación. En este caso la altura máxima es de 9,1m pero se toma un tubo de 2m de largo acorde al tamaño de la turbina. Se observa la cámara espiral y la turbina completa en la Figura 3.

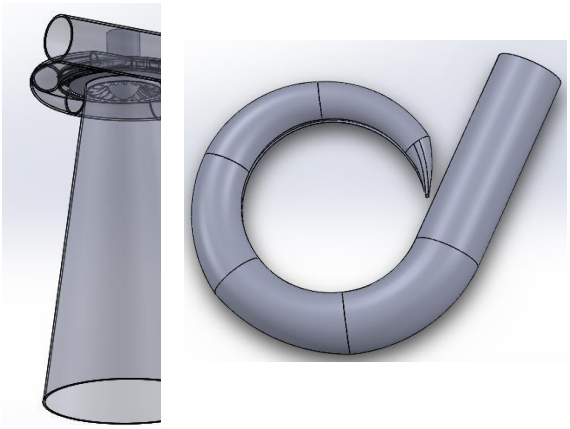


Figura 3 Cámara espiral y turbina final del diseño según Galarza Hidalgo.

Diseño geométrico según Mataix

En este nuevo caso, para comenzar con el diseño de igual forma se selecciona la velocidad específica pero en función de la altura máxima. Para los 20 metros de diseño

nuevamente la velocidad específica será 80. Cabe destacar que el hecho de que ambos diseños posean la misma velocidad específica los hace comparables entre sí.

Luego, de igual forma que el diseño anterior, se calcula la velocidad de rotación. Y en este caso se calculan en primer lugar las dimensiones geométricas del rotor en función de n_s, y luego a partir de las mismas y de la velocidad de rotación del rodete se calcula la velocidad tangencial del rotor.

En este caso, los parámetros de diseño obtenidos son los diámetros internos y externos del rotor y la altura del distribuidor (se observa el diseño en la Figura 4). No se detallan los ángulos de entrada ni de salida del rotor ni la cantidad de álabes.

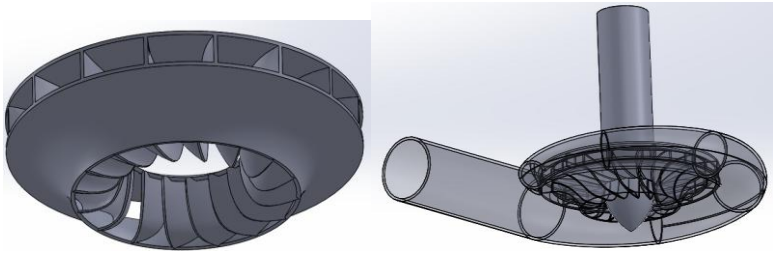


Figura 4 Turbina Francis del diseño según Mataix.

El diseño distribuidor y la cámara espiral no se encuentran disponibles en la bibliografía, por lo que se opta por el procedimiento del autor anterior. De igual forma, el tubo de desfogue.

Comparación de ambos diseños

Cada uno de los autores propone una metodología diferente a partir de los cuales surgen diversos diseños geométricos para la turbina Francis. La mayoría de los diseños de las diversas bibliografías están destinados a grandes turbinas hidráulicas, razón por la cual se seleccionó la metodología según Galarza Hidalgo que considera las adaptaciones para pequeñas turbinas. Luego, se optó por la metodología según Mataix siendo un autor muy reconocido en el ámbito de las turbinas hidráulicas. Ambos son diseños empíricos que parten de la velocidad específica de la máquina para definir las dimensiones geométricas de la turbina.

Galarza Hidalgo tiene la ventaja de desarrollar su propio diseño para una turbina pequeña, mientras que Mataix desarrolla sus diseños para turbinas utilizadas en grandes centrales hidroeléctricas, es decir, con capacidad de producir potencias bastante mayores. Según el tamaño de la máquina, tendrán mayor o menor influencia diversos fenómenos físicos que intervienen en el funcionamiento hidráulico de la máquina. Así, al variar las características funcionales de las máquinas, los factores significantes en el diseño también varían. A su vez, en las grandes máquinas se busca bajo cualquier costo mejorar la eficiencia hidráulica de la turbina mientras que, en las pequeñas turbinas, se busca producir electricidad al menor costo, muchas veces olvidando el factor de eficiencia. Resulta entonces esperable que los diseños según Galarza Hidalgo se adapten de manera más adecuada a los diseños de turbinas con caudales y cargas pequeñas, como es el caso del diseño recientemente realizado.

En cuanto a las diferencias para el diseño geométrico, los parámetros utilizados por Galarza Hidalgo resultaron mucho más concretos y descriptivos que el pre-diseño de Mataix, en el cual fue necesario y permite definir de manera más acertada la geometría del diseño.

Simulación computacional de ambos diseños

La herramienta utilizada para la simulación computacional fue Flow Simulation-SolidWorks. Se trata de un software que permite la representación sencilla del modelo 3D de la turbina, la impresión 3D directa de la misma y el uso de las herramientas de CFD para la simulación del comportamiento del fluido, cumpliendo con los requisitos presentados.

A su vez, posee cierta difusión en la simulación de turbomáquinas: bombas y turbinas, aunque con algunas limitaciones que buscaremos salvar. En este caso de la turbina Francis, se utiliza la herramienta de flujos internos en los que se evalúa la variación de ciertos parámetros importantes del flujo a través de una geometría, con condiciones de entrada y de salida. Para las máquinas rotativas, la herramienta utilizada para permitir el giro del fluido es una zona de rotación incorporada en la geometría en la que se impone el giro como una condición de contorno. Ésto representa una de las limitaciones de mayor importancia observadas: el software no representa correctamente la interacción fluido-estructura ya que no permite que la presión del agua sea quien haga rotar los álabes, sino que debe agregarse una zona de rotación para el fluido sin generar movimientos en los álabes (Miranda Sancho, 2011).

Se realizaron varias iteraciones para cada uno de los diseños, modificando las diferentes condiciones a las que se somete el flujo a través de la turbina Francis. Entre ellas, se varió el tamaño de la malla, buscando un equilibrio entre los parámetros obtenidos como resultado del cálculo y el costo computacional. De esta manera se redujo el tamaño de los elementos de la malla hasta que las diferencias obtenidas entre una simulación y otra cumplen con el criterio de convergencia: que la variación de la velocidad promedio a la entrada sea menor o igual al 0,5% y el valor de variaciones de presión menor o igual a 0,1%. Esta diferencia en los criterios se da debido a la diferencia de magnitud de los parámetros mencionados.

Dentro de las capacidades del programa para simular el comportamiento del flujo a través de la turbina, las condiciones de contorno que permite el programa serán: presión, flujo (velocidad o caudal) y ventilador. A su vez, cada cara deberá tener una única condición de contorno, además de que se podrán colocar tantas condiciones de contorno como salidas al exterior tenga el sistema cerrado que se esté utilizando. Esto implica que, uno de los parámetros de flujo o presión será una condición de contorno y el otro calculado a partir de la simulación del software (Solidworks Flow Simulation, 2018). Al considerarse de mayor facilidad la medición de la presión, comparado con la medición del caudal, se opta por colocar dicha presión como condición en la entrada de la máquina. A su vez, siendo que la rotación del fluido debe colarse como condición de contorno, se impone cierto sector de rotación con una velocidad especificada por el usuario en función de los parámetros de diseño de la turbina.

Sin embargo, al desarrollarse las diferentes iteraciones dentro de la simulación del flujo a través de la turbina se observó que, al colocar los parámetros de presión, las velocidades observadas difieren con las calculadas de manera empírica, quienes definen el caudal de circulación. De esta manera se optó por modificar la velocidad de rotación de la máquina, impuesta como condición de contorno que se encuentra calculada de manera empírica por el diseñador hasta alcanzar el caudal de diseño. De esta manera la turbina simulada se encontrará bajo los parámetros condicionantes del diseño geométrico: caudal y presión. Ambos diseños verificaron estos parámetros para una velocidad angular w=185 rad/s (mayor a los 153 rad/s de diseño).

Se observó que, para el diseño según Galarza Hidalgo, las simulaciones realizadas muestran con claridad el comportamiento general del fluido a través de los diferentes componentes de las turbinas hidráulicas. La presión disminuye y la velocidad aumenta en su paso a través del distribuidor, que es una de sus funciones fundamentales al direccionar el flujo hacia el rotor. Luego, el fluido se desacelera en el rotor al ceder su energía cinética como energía mecánica al eje de la máquina, y continúa también disminuyendo la presión, y finalmente en el tubo difusor se absorbe el resto de velocidad disponible y se reacomoda la presión hasta salir a presión atmosférica. A través del caracol se observa una velocidad prácticamente constante, justamente cumpliendo con la finalidad de esta parte de la turbina. Podemos observar dicho comportamiento en la Figura 5.

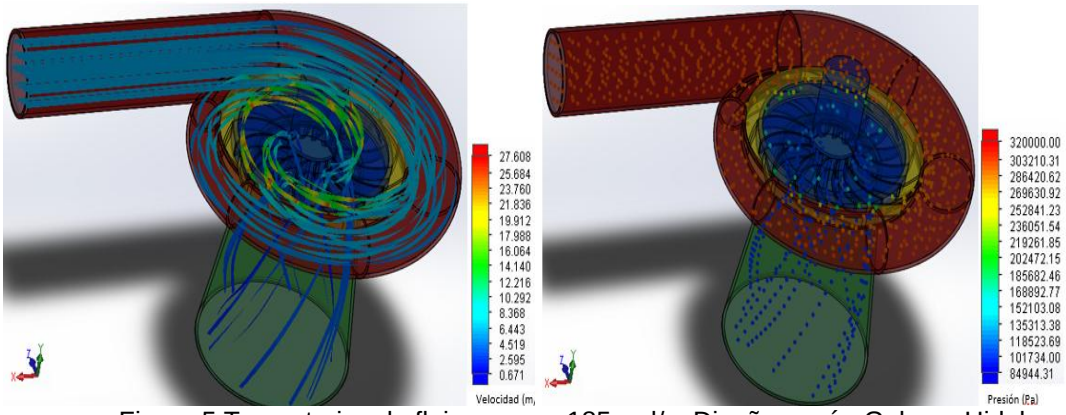


Figura 5 Trayectorias de flujo para w=185 rad/s. Diseño según Galarza Hidalgo.

Para el diseño según Mataix, el caracol utilizado como medio para que el ingreso al distribuidor resulte con velocidades uniformes no cumple con su función. Se observaron grandes variaciones de velocidad y presión a lo largo de dicho componente, así como escasez de líneas de velocidad y presión que llegan al final del recorrido. Además, una importante asimetría en el tubo de desfogue, también reflejando la falta de uniformidad en el ingreso del flujo al distribuidor. El distribuidor funciona correctamente, ya que en él se observa una disminución de la presión para ganar velocidad, tanto como el rotor en donde pierde velocidad y presión ya que la energía es cedida al eje de la máquina. Sin embargo, la disminución de la velocidad a través del caracol genera que las líneas de corriente no se correspondan a las habituales en las turbinas hidráulicas (Figura 6).

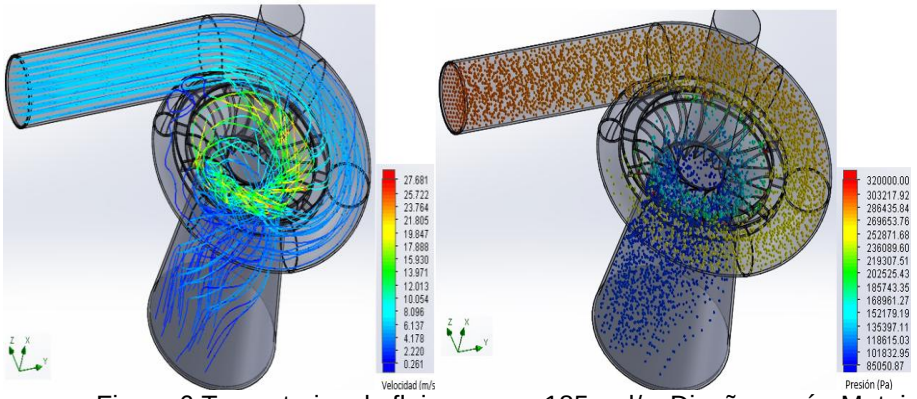


Figura 6 Trayectorias de flujo para w=185 rad/s. Diseño según Mataix.

Debido a las incertidumbres obtenidas tanto en el cálculo analítico como en la simulación se recurre a la variación de la velocidad tangencial del fluido entre la entrada y la salida del rodete como parámetro de comparación. Esto se fundamenta en la ecuación para el cálculo de la potencia transferida del fluido al rotor (W), que cuantifica la transferencia energética a partir de la variación de la velocidad tangencial del fluido (Ec. 1).

$$P = M * \omega = Q * \rho * \omega * (V_{u1} * R_1 - V_{u2} * R_2) \quad (1)$$

Siendo M el momento exterior o par transmitido al rotor, que será igual al cambio en el momento de la cantidad de movimiento con relación a tiempo, entre la entrada y la salida del fluido a través de los álabes. El cambio en dicha cantidad de movimiento se define a partir de la variación de la velocidad tangencial del fluido (m/s) multiplicado por el radio (m) con respecto al eje de giro según la posición de entrada y salida del mismo. El resto de los parámetros serán Q el caudal (m3/s), ρ la densidad del agua (997 kg/m3) y ω la velocidad angular (rad/s).

Se utilizó entonces, la velocidad tangencial como parámetro comparativo ya que, siendo que se impone como condición de contorno la velocidad angular de giro, no pueden extraerse conclusiones válidas respecto a la transferencia energética entre el fluido y el roto. Es decir, podrá cuantificarse cuál es el diseño geométrico más eficiente en función de la descomposición vectorial del vector velocidad en función de la geometría

propia de cada turbina. La turbina más eficiente será aquella que obtenga una mayor diferencia entre la velocidad tangencial a la entrada y salida del rotor, para la misma geometría. Prácticamente en todas las iteraciones la velocidad tangencial a la salida del rodete es cero, por ello se observa la velocidad tangencial a la entrada.

Se observan dos valores de velocidad tangencial debido a los cortes del plano utilizado. El mayor es el más cercano al inicio del caracol y el menor el más cercano al final, para el diseño según Galarza Hidalgo e inverso para el diseño según Mataix, lo que refleja un nuevo error en la simulación de este diseño (Tabla 3).

Tabla 3 Comparación de diseños según Galarza Hidalgo y Mataix.

ω	Diseño según Galarza Hidalgo					Diseño según Mataix				
	Q	Velocidad tangencial		V_z1a*r_1	V_z1b*r_1	Q	Velocidad tangencial		V_z1a*r_1	V_z1b*r_1
		V_z1a	V_z1b				V_z1a	V_z1b		
153	0,026	19,23	15,30	1,615	1,285	0,025	13,37	12,89	1,070	1,031
185	0,020	22,69	16,87	1,906	1,417	0,020	18,04	16,27	1,443	1,302

Otro de los aspectos a analizar a partir de la variación de la velocidad angular es la pérdida de carga que la misma representa (Ec. 2). Esto significa que el caudal deseado puede obtenerse en la simulación tanto modificando la velocidad angular, así como la presión a la entrada de la máquina.

$$H = \omega * (V_{u1} * R_1 - V_{u2} * R_2)/g \quad (2)$$

Se aplica dicha fórmula para el cálculo de la carga en función de las velocidades tangenciales y se observa la diferencia para el diseño según Galarza Hidalgo: 10,75 m y 6,68 m para los valores cercanos a la entrada y más lejanos respectivamente. Mientras que para el diseño según Mataix resultan 8,46m y 10,53 respectivamente.

CONCLUSIONES

El desarrollo de las micro turbinas hidráulicas resulta de gran interés para abastecer de energía a aquellas poblaciones que se encuentran aisladas del sistema de red eléctrica. El tipo de turbina a utilizar deberá adaptarse a las condiciones ambientales donde será instalada. De esta forma, ampliar la gama de tipos de turbinas que pueden utilizarse para pequeñas centrales hidroeléctricas implica permitir la instalación de las mismas en mayor cantidad de sitios potenciales.

La turbina Francis es una turbina de gran difusión a nivel mundial para las grandes centrales hidroeléctricas. Su principal ventaja es su fácil adaptación a diferentes cargas y caudales de manera eficiente. Se trabajó entonces en adaptar y evaluar los diseños de una turbina Francis a micro centrales hidráulicas. Los diseños comparados fueron según Galarza Hidalgo y según Mataix. Los parámetros de diseño utilizados fueron de 0,02 m3/s y 20m carga, generando una potencia útil de 2,4 kW.

Ambos diseños son empíricos, parten de un número adimensional, la velocidad específica, que define el tipo de máquina a utilizar y luego los parámetros geométricos de las diferentes partes de la turbina. En ambos casos no se especifica la cantidad de álabes del rotor ni del distribuidor. En el diseño según Mataix no hay especificaciones claras sobre el diseño de la cámara espiral ni del tubo de desfogue, se toman los criterios según Galarza Hidalgo. Comparando ambos diseños, Galarza Hidalgo tiene la ventaja de desarrollar su propio diseño para una turbina pequeña, mientras que Mataix desarrolla sus diseños para turbinas utilizadas en grandes centrales hidroeléctricas.

Se utilizó además el complemento Flow Simulation perteneciente al SolidWorks para simular el comportamiento del fluido. Dentro de las simulaciones realizadas se encontró el tamaño de malla óptimo de tal forma que se evitara gran costo computacional obteniendo valores de los diferentes parámetros de funcionamiento iguales. A su vez, se obtuvo la velocidad de rotación tal que garantiza las condiciones de diseño de las máquinas.

En el caso del diseño según Galarza Hidalgo, en las diferentes iteraciones se observaron las variaciones tanto de presión como de velocidad que describen el comportamiento general del fluido. Esto, no se observó para el diseño según Mataix cuya cámara espiral no garantiza la velocidad constante a través de la misma así como se observan velocidades mayores para caudales menores cercanos a la finalización del recorrido del caracol. Se concluye que el caracol del diseño según Mataix debería redimensionarse.

A su vez, se logan comparar las componentes de velocidad tangencial que definirán la eficiencia que tendrá la transformación energética en función de la ecuación de potencia. Realizando dichas comparaciones, en el diseño según Galarza Hidalgo se encontraron los valores de velocidad tangenciales mayores en relación con los valores observados en el diseño según Mataix, para idénticas condiciones de contorno. Esto indicaría inicialmente que la transferencia energética del fluido al eje de la máquina se realizaría de manera más eficiente para el rotor de la turbina según Galarza Hidalgo que para la de Mataix. A su vez, se comparó la variación de la velocidad angular incorporada en las simulaciones como el fruto de una pérdida de carga generada por encontrarse el rotor sin movimiento, dentro de una zona del fluido en movimiento. Se observa que el diseño según Galarza Hidalgo incorpora una pérdida de 6,68 m y para el diseño según Mataix de 11,06 m.

Luego de las observaciones recientemente presentadas se concluye que el diseño que se aconseja utilizar para un aprovechamiento hidroeléctrico es el diseño según Galarza Hidalgo. Esto se debe a que el diseño según Galarza Hidalgo garantiza el funcionamiento correcto de todas las partes de la turbina. A su vez, se considera que dicho rotor es más eficiente por los valores recientemente comparados. En caso de querer utilizarse el diseño según, deberá diseñarse la cámara espiral adecuada y luego comparar los valores de la nueva simulación.

Otro de los aspectos que podría estudiarse es, como se mencionó previamente, la longitud del tubo de desfogue. Dentro de dicho análisis se evalúa la posibilidad de mejorar la transferencia energética alargando dicho tubo, aunque debe tenerse en cuenta la posibilidad de que la presión disminuya demasiado a la salida del rotor y genere el fenómeno de cavitación. Siendo que los valores mínimos de presión no resultan muy confiables en este software, como se observó en las diversas iteraciones, para el análisis de este otro aspecto deberá recurrirse a otro software que permita la interacción fluido estructura, siendo el fluido quien genere el movimiento de los álabes y no el usuario por medio de una condición de contorno. A su vez, podrá evaluarse el impacto en la eficiencia de la máquina al variar la cantidad de álabes, tanto del rotor como del distribuidor, así como el espesor de los mismos o algunos ángulos característicos asumidos por el usuario a la hora del diseño.

REFERENCIAS

Areyuna Salazar, F. X.; Velastegui Briceño, R. G., 2016. Implementación de un sistema de micro generación hidráulica para garantizar la calidad de suministro eléctrico en voltaje y frecuencia. Universidad Técnica de Cotopaxi, Latacunga, Ecuador.

Fernández Diez, P., 2002. Turbinas Hidráulicas. Escuelas de Ing. Industriales y de Ing. de Caminos de la Universidad de Cantabria, España.

Galarza Hidalgo, J. L., 2015. Metodología para el diseño de turbinas en pequeñas centrales hidroeléctricas con capacidad menor a 10 MW- con ejemplo de aplicación. Escuela Politécnica Nacional, Quito. Ecuador

Mataix, C., 2009. Turbomáquinas Hidráulicas. Turbinas hidráulicas, bombas, ventiladores. Universidad Pontificia Comillas. 1ª ed.

Miranda Sancho, P., 2011. Diseño y desarrollo de una turbina hidroeléctrica flotante para generar energía eléctrica en comunidades de la cuenca amazónica boliviana. Universidad Pública de Navarra. España.

Polo Encina, M., 1980. Turbomáquinas hidráulicas. Principios fundamentales. Editorial Limusa. México.

Reyna, T., Lábaque, M., Reyna, S., Riha, C., Irazusta, B., 2020. Energía Mini Y Micro Hidráulica: Aporte Contra el Cambio Climático. Capítulo del libro Actores Sociales

Frente Al Desafío de La Sustentabilidad. Reyna, S. (editor). 1a ed. - Córdoba: Universitas Córdoba, 2020. 256 p.

Reyna, T.; Lábaque, M.; Irazusta, B.; Reyna, S.; Riha, C., 2018. Microturbinas hidráulicas. Diseño, adaptaciones para enseñanza de micro generación. Congreso Latinoamericano de Hidráulica en la Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Reyna, T.; Reyna, S.; Lábaque, M.; Riha, C.; Irazusta, B; Fragueiro, A., 2018. Design of microturbines Kaplan and Turgo for microgeneration systems. Challenges and adaptations. Modern Environmental Science and Engineering, Volume 4, No. 8, pp. 702-711.

SolidWorks Flow Simulation, 2018. Technical Reference.

Vallarino, E.; Cuestas, L., 2000. Aprovechamientos Hidroeléctricos. Tomo I y II. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. España.

ESCORRENTÍA URBANA – TRANSPORTE DE LA CONTAMINACIÓN

Beé, Hernán Daniel

Trabajo de tesis :Especialidad en Ingeniería Ambiental -Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Delta.
Ingeniero Civil, Docente e investigador de la Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional General Pacheco (UTN FRGP).
La Plata 3660 (Bella Vista) - Buenos Aires, 011 15 3860 0277
ing.hernanbee@gmail.com

Resumen:

En las zonas urbanas e industriales el suelo natural es reemplazado por superficies de alta impermeabilidad construidas con materiales como el asfalto o el hormigón. Estas superficies, en lugar de permitir que el agua se infiltre en el suelo, provocan que la mayor parte del agua permanezca en superficie. El objetivo del siguiente trabajo es el estudio de la Escorrentía (escurrimiento de las aguas) en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA), utilizando como metodología, la compilación documental de lo antedicho así como de la grave amenaza que supone la presencia de sustancias tóxicas y persistentes para nuestro ecosistema como para la salud de las personas, en la escorrentía y vertidos analizados. La mitigación de esta problemática requiere de medidas claras y urgentes para controlar y regularizar su uso. Por otra parte, también es necesario el control de una adecuada recolección y transporte de residuos. Por último, existe una gran variedad de recursos disponibles para mitigar los efectos contaminantes pero es necesaria a su vez la concientización de la sociedad en materia de contaminación ambiental. A partir de lo investigado, se sugiere que las cuencas hídricas debidamente priorizadas formen parte de una Política de Estado que apunte a mitigar los impactos negativos mediante una adecuada planificación. Para la mencionada planificación se deberá estudiar y/o crear zonificaciones del uso del suelo, mapas de riesgo, normativas de construcción en zonas de riesgo, estaciones hidrometeorológicas, planes de emergencia hídrica, programas de comunicación, planes de concientización, para todos los municipios de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) que aún no los tengan. Sería importante también que en futuras investigaciones se puedan cuantificar mediante simuladores la efectividad de lo sugerido en esta y otras investigaciones documentales.

Palabras Clave: Escorrentía Urbana; Contaminación del Agua.

Abstract:

In urban and industrial areas, natural soil is replaced by highly impervious surfaces built with materials such as asphalt or concrete. These surfaces, instead of allowing water to infiltrate the soil, cause most of the water to remain on the surface. The objective of the following work is the study of Runoff (water runoff) in the Metropolitan Region of Buenos Aires (RMBA), using as a methodology, the documentary compilation of the aforementioned as well as the serious threat posed by the presence of substances toxic and persistent for our ecosystem and for the health of people, in the runoff and discharges analyzed. Mitigating this problem requires clear and urgent measures to control and regularize its use. On the other hand, it is also necessary to control an adequate collection and transport of waste. Finally, there is a great variety of resources available to mitigate the polluting effects, but it is also necessary to raise awareness in society regarding environmental pollution. Based on the research, it is suggested that duly prioritized water basins form part of a State Policy that aims to mitigate negative impacts through adequate planning. For the aforementioned planning, it will be necessary to study and / or create land use zoning, risk maps, construction regulations in risk areas, hydrometeorological stations, water emergency plans, communication programs, awareness plans, for all municipalities of the Metropolitan Region of Buenos Aires (RMBA) that do not yet have them. It would also be important that in future research the effectiveness of what is suggested in this and other documentary research can be quantified using simulators.

Keywords: Urban Runoff; Water Pollution

1 OBJETIVO DEL ESTUDIO

El objetivo del siguiente trabajo es el estudio de la Escorrentía (escurrimiento de las aguas) en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) durante el tiempo de concentración. «El tiempo de concentración tc de una determinada cuenca hidrográfica es el tiempo necesario para que el caudal saliente se estabilice, cuando ocurra una precipitación con intensidad constante sobre toda la cuenca.»[1]

2 JUSTIFICACIÓN - MAGNITUD DEL PROBLEMA

La introducción de las aguas servidas en las fuentes de consumo puede producir enfermedades diarreicas.

Según la OMS «La diarrea suele ser un síntoma de una infección del tracto digestivo, que puede estar ocasionada por diversos organismos bacterianos, víricos y parásitos. La infección se transmite por alimentos o agua de consumo contaminados, o bien de una persona a otra como resultado de una higiene deficiente.»

Tabla 1. Causas infecciosas de diarrea[2]

Infecciones virales	Infecciones bacterianas	Infecciones parasitarias	Organismos multicelulares	Infecciones por hongos
Norovirus	Salmonella	Protozoarios:	*Ascaris*	*Candida*
Rotavirus	*Shigelia*	*Giardia lamblia*	*Trichuris*	*Aspergilus*
Adenovirus	*Campylobacter*	*Entamoeba histolytica*	*Strongyloides*	
	Vibro cholerae	*Blastocystis*	Filariasis	
	Escherichia coli enteroinvasiva	*Dientamoeba fragilis*	*Toxocara*	
	Escherichia coli enterotóxica	*Cryptosporidium*	Echinococcosis	
	Yersinia enterocolitica	*Isospora*	Cysticercosis	
	Vibrio parahemolyticus	*Cyclospora*	Cestoda	
		Toxoplasmosis	Trematoda	
		Malaria	*Schistosoma*	
			Uncinariosis y oxiuros	

2.1 Datos y cifras[3]

Las enfermedades diarreicas son la segunda mayor causa de muerte de niños menores de cinco años. Son enfermedades prevenibles y tratables.

Las enfermedades diarreicas matan a 525 000 niños menores de cinco años cada año.

---

[1] Linsley Jr., R. K., Franzini, J. B., & Pastorino, L. A. (1978). *Engenharia de recursos hídricos.* Sao Paulo: Editora da Universidade de Sao Paulo; McGraw-Hill.

[2] Kruszka PS Jr., H. L. (1 de marzo de 2002). Clinical inquiries. What is the differential diagnosis of chonic diarrhea in immunocompetent patients? *The journal of Family Practice*, 51 (3): 212.

[3] *Organización Mundial de la Salud*. (2 de mayo de 2017). Recuperado el 9 de diciembre de 2017, de www.who.int/es/news/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease

Una proporción significativa de las enfermedades diarreicas se puede prevenir mediante el acceso al agua potable y a servicios adecuados de saneamiento e higiene.

En todo el mundo se producen unos 1700 millones de casos de enfermedades diarreicas infantiles cada año.

La diarrea es una de las principales causas de malnutrición de niños menores de cinco años.

Tabla 2. ¿Cuál es la enfermedad que causa más muertes en el mundo?[4]

No.	Causa	N.° estimado de muertes (en millones)	Porcentaje del total de muertes
1	Cardiopatía isquémica	7.25	12.8
2	Afección cerebrovascular	6.15	10.8
3	Infecciones de las vías respiratorias inferiores	3.46	6.1
4	Enfermedad pulmonar obstructiva crónica	3.28	5.8
5	Enfermedades diarreicas	2.46	4.3
6	VIH/SIDA	1.78	3.1
8	Cánceres de tráquea, bronquios o pulmón	1.39	2.4
7	Tuberculosis	1.34	2.4
12	Diabetes mellitus	1.26	2.2
9	Traumatismos por accidentes de tráfico	1.15	2.1
11	Cardiopatía hipertensiva	1.00	2.0
10	Prematuridad y peso bajo al nacer	1.2	1.8

3 DESARROLLO DEL INFORME

3.1 Introducción:

3.1.1 Definición de Escorrentía Urbana:

Son aguas superficiales procedentes de las calles de las ciudades con propiedades domésticas e industriales que no se absorbe ni se mantiene en el suelo, y que a medida que se desplazan recogen y transportan contaminantes al sistema de alcantarillado, el cual la deposita en arroyos, ríos, lagos, aguas costeras. Es una de las principales fuentes de contaminación del agua en estas zonas, así como la principal causa de inundaciones.

En las zonas urbanas e industriales el suelo natural es reemplazado por superficies de alta impermeabilidad construidas con materiales como el asfalto o el hormigón. Estas superficies, en lugar de permitir que el agua se infiltre en el suelo, provocan que la mayor parte del agua permanezca en superficie, modificando los flujos naturales del ciclo hidrológico tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo. Según como se observa en la figura 1 y 2, la reducción de espacios vegetados reduce en primera instancia la intercepción natural y la evapotranspiración, además la menor infiltración de agua en el suelo tiene otros dos efectos directos: disminución del nivel freático e inundaciones superficiales, ya que permanece más agua en superficie y no se recarga en los

[4] *Organización Mundial de la Salud*. (Abril de 2011). Recuperado el 9 de Diciembre de 2017, de www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/cod_2008_sources_methods.pdf

acuíferos subterráneos. El crecimiento de las zonas impermeables en las ciudades modifica los flujos naturales del ciclo.

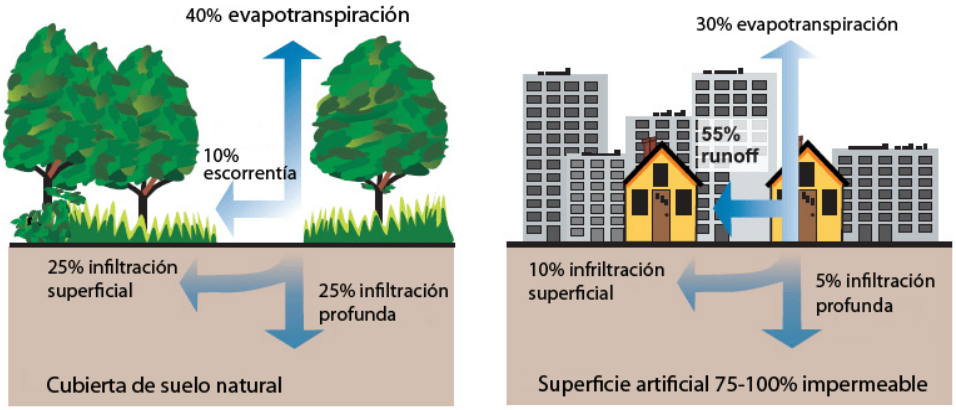


Figura 1: Comparación porcentual de caudales en zonas urbanas y agrícolas.

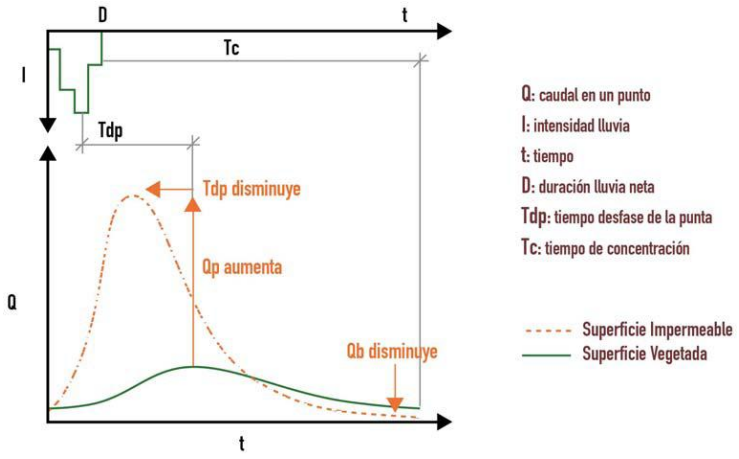


Figura 2: Comparación de Hidrogramas en zonas urbanas y agrícolas.

Por medio de colectores se busca canalizar y controlar las aguas residuales, a encauzar las escorrentías producidas por las aguas de tormenta tendiendo a limitar el riesgo de sufrir inundaciones evacuando lo antes posible las escorrentías generadas en tiempo de lluvia hacia el medio receptor.

Resuelto a priori este problema, aparece otro, el de la calidad de las escorrentías urbanas en tiempo de lluvia causado por el arrastre de residuos y el impacto que sus vertidos generan en el medio receptor, y además las obstrucciones que se pueden generar en el sistema de colectores debido a los residuos sólidos voluminosos arrastrados que limitan el buen funcionamiento del sistema hídrico.

En efecto, hoy en día se es plenamente consciente de que las aguas de lluvia, lejos de ser aguas limpias, son una fuente importante de contaminación.

3.1.2 Características de Contaminación por Escorrentía Urbana.

La contaminación del agua de escorrentía urbana puede alterar las fuentes de agua potable, perjudicar o matar a los peces y a la vida silvestre, destruir el hábitat marino y convertir las zonas de recreo en lugares desagradables y poco seguros.

La escorrentía urbana se considera como una fuente de contaminación de difícil localización, ya que se origina en áreas extensas; su vertido es intermitente, ligado a un fenómeno aleatorio, la lluvia, variable en el tiempo, difícil de muestrear en origen y relacionada con el uso del suelo. A principios de los años setenta se inició la modelización de la calidad del agua de escorrentía y desde entonces, se han propuesto muchos modelos. A pesar de que la disponibilidad de la contaminación sobre las superficies es una variable usada en los modelos existentes, no se ha logrado impulsar el desarrollo de una cantidad suficiente de estudios sobre acumulación desde el elaborado por Sartor y

Boyd en 1972. Dichos modelos usan básicamente los conceptos de acumulación y lavado de la carga superficial.

Las cargas contaminantes de la escorrentía superficial urbana son producto de la acumulación de los contaminantes entre dos lluvias consecutivas. Estas cargas por lo general tienden a un valor máximo de equilibrio. En el tiempo seco previo a un evento de lluvia intervienen la eliminación por la acción del viento y por las corrientes de aire generadas por el tráfico, adsorción y oxidación de químicos de un estado a otro, etc. (Asce, 1992). La acumulación de la suciedad sobre una superficie se estima en función del número de días de tiempo seco como una función lineal, potencial o exponencial. La intensidad de la lluvia, las características de las superficies de las calles y el tamaño de las partículas son los factores de los que depende la velocidad con que la lluvia lava el polvo y la suciedad acumulada sobre las calles. Además, las superficies impermeables pueden erosionarse por efectos como el impacto directo de la gota de lluvia, el lavado por la escorrentía superficial y la erosión por reacciones químicas (Novotny, 1991).

3.2 Consideraciones sobre desagües pluviales:

Los sistemas de recolección y evacuación de aguas pluviales pueden ser proyectadas y construidas para:

- Permitir la rápida evacuación de agua pluvial de la vía pública.
- Evitar la generación de caudales excesivos en las calzadas.
- Evitar la invasión de aguas pluviales a propiedades públicas y privadas.
- Evitar la acumulación de aguas en vías de tránsito.
- Evitar la paralización del tráfico vehicular y peatonal durante un evento de fuerte precipitación.
- Evitar las conexiones erradas con el sistema de recolección y evacuación de aguas residuales.
- Mitigar efectos nocivos a cuerpos de agua receptores, por contaminación de escorrentía de agua pluvial urbana.

A continuación se mencionan algunos de los factores que deben ser considerados en el estudio de los problemas de recolección y evacuación de aguas pluviales en áreas urbanas:

- Tráfico peatonal y vehicular.
- Valor de las propiedades sujetas a daños por inundaciones.
- Análisis de soluciones con canales abiertos (revestidos o no) o conductos cerrados.
- Profundidad de los colectores.
- ***Necesidad de tratamiento del agua pluvial, previo al vuelco al cuerpo receptor.***
- La capacidad de recolección del conjunto de sumideros debe ser consistente con la capacidad de evacuación de la red pluvial para garantizar que el caudal de diseño llegue a la red de evacuación.

3.3 Contaminantes más importantes:

La escorrentía urbana arrastra todo tipo de residuos, como plásticos, metales, polvos, minerales, restos orgánicos y de alimentos, entre innumerables sustancias contaminantes. La escorrentía en tejados y otras cubiertas, puede arrastrar altas cantidades de compuestos orgánicos sintéticos y metales pesados como el cinc, utilizado por ejemplo en estructuras galvanizadas. Los fertilizantes utilizados a nivel doméstico, en parques públicos y otras zonas verdes urbanas son una fuente importante de nitratos y fosfatos. Otros contaminantes muy habituales en zonas frías, son las sales utilizadas en carreteras y calles para derretir nieve durante los inviernos.

Las escorrentías urbanas también generan contaminación térmica, especialmente shock térmico con aumento repentino de la temperatura de los cauces de agua tras las lluvias, lo que puede dañar considerablemente la vida acuática.

Las concentraciones de los contaminantes en las carreteras y estacionamientos, son generalmente superiores a las que ocurren en áreas comerciales y residenciales. Los contaminantes más comunes son: aceites, combustibles (hidrocarburos aromáticos policíclicos), polvo, arena y sal. Se pueden encontrar metales pesados originados por la corrosión de los materiales cromados o galvanizados, y por las emisiones de gases de los vehículos. Los metales pesados predominantes son el zinc y el plomo; sin embargo, se puede encontrar níquel, cobre, mercurio, cromo y cadmio. El deterioro de los pavimentos contribuye sólo con una pequeña fracción de la masa contaminante en las vías de comunicación.

La lista de constituyentes presentada en el Tabla 3 contiene los principales contaminantes que están directamente relacionados con fuentes antropogénicas y con el tráfico vehicular.

Tabla 3. Contaminantes presentes en la escorrentía de las superficies de rodadura (adaptada de Ball et al., 1998 y Duncan, 1999)

Constituyente	Fuente
Plomo	Escapes de vehículos, uso de llantas, aceite lubricante, grasa, articulaciones soldadas, pinturas.
Zinc	Uso de llantas, aceite de motor, grasa, pastillas de frenos.
Cobre	Galvanizado de metales, uso de llantas, rodamientos y articulaciones en vehículos, movimientos de partes del motor, revestimientos de frenos, fungicidas e insecticidas.
Cadmio	Uso de llantas, escapes de vehículos, aplicación de insecticidas.
Hierro	Corrosión de vehículos, estructuras de acero, movimientos de partes del motor.
Cromo	Galvanizado de metales, movimientos de partes del motor, revestimientos de frenos.
Níquel	Combustible diesel y petróleo de escapes, aceite lubricante, galvanizado de metales, rodamientos, revestimiento de frenos, pavimento asfaltico.
Manganeso	Movimientos de partes del motor, uso de llantas, grasa, pastillas de frenos.
Cobalto	Radiadores, cadenas para llantas, articulaciones.
Partículas	Uso del pavimento, vehículos, atmósfera, mantenimiento de vías.

3.4 Tratamientos de contaminantes:

Entre los mecanismos de eliminación de contaminantes, cabe citar los siguientes:

• *Sedimentación*: es uno de los mecanismos fundamentales; gran parte de los contaminantes están ligados a fracciones de sedimento, por lo que la eliminación de éstas redunda en una reducción de los contaminantes asociados.

• *Filtración y bio-filtración*: los contaminantes transportados en asociación con los sedimentos deben ser filtrados antes de la infiltración de las aguas; esto puede efectuarse mediante elementos vegetales, geotextiles o filtros naturales.

• *Adsorción*: es un proceso complejo por el cual los contaminantes son retenidos al entrar en contacto con ciertas partículas del suelo.

• *Biodegradación:* además de los procesos químicos, se pueden establecer igualmente procesos biológicos de degradación.

• *Volatilización:* la transformación de ciertos contaminantes en gases puede ocurrir en compuestos derivados del petróleo y en ciertos pesticidas.

• *Precipitación*: es el mecanismo más común para eliminar metales pesados, transformando constituyentes solubles en partículas insolubles, eliminadas por sedimentación.

• *Plantas*: el consumo de nutrientes por parte de las plantas es un mecanismo importante de eliminación de estos contaminantes (fósforo, nitrógeno).

• *Nitrificación*: proceso en el cual el amonio se transforma primero en nitrito y éste en nitrato, mediante la acción de las bacterias aerobias del suelo. Los nitratos pueden ser consumido por las especies vegetales.

3.5 Medidas Estructurales

El agua de escorrentía urbana se debe tratar como un residuo que contiene contaminantes y que afecta negativamente a la calidad de las aguas receptoras. El control efectivo de las mismas debe abarcar tanto la disminución de la velocidad de su flujo como la disminución de contaminantes que transporta, a esta gestión de aguas se la denomina **Medidas Estructurales**, ellas contienen en mayor o menor grado algún elemento constructivo o suponen la adopción de criterios urbanísticos.

Los diferentes tipos de fuentes de contaminación presentan gran variedad de tamaños. Es de gran importancia clarificar la cantidad de contaminación asociada con los diferentes rangos de tamaño de las partículas, para tener una buena efectividad en el diseño de los mecanismos de control de la contaminación.

Existen diversas técnicas que incluyen frecuentemente sistemas de retención y estanques de infiltración que retienen la escorrentía hacia una descarga más lenta dónde se pueden tratar y retirar los contaminantes.

3.5.1 Sistemas de infiltración o control en el origen:

3.5.1.1 Pavimentos permeables:

Así como se ve en las figuras 3 y 4, los pavimentos permeables permiten el paso del agua a través de ellos, abriendo la posibilidad a que ésta se infiltre en el terreno o bien sea captada y retenida en capas sub-superficiales para su posterior reutilización o evacuación. Existen diversas tipologías, entre ellas: césped o gravas (con o sin refuerzo), bloques impermeables con juntas permeables, bloques y baldosas porosas, pavimentos continuos porosos (asfalto, hormigón, resinas, etc.).

Figura 3: Pavimentos permeables de bloques de cemento. Figura 4: Demostración de pavimento permeable.

Los sistemas de **biorretención**, conocidos en algunas regiones como jardines de lluvia, o techos verdes, que se pueden instalar en los colectores de lluvia antes de descargar pero también en calles, zonas de parking, carreteras y otras áreas pavimentadas.

3.5.1.2 Cubiertas vegetadas (techos verdes):

Sistemas multicapa con cubierta vegetal que recubren tejados y terrazas de todo tipo. Están concebidas para interceptar y retener las aguas pluviales, reduciendo el volumen de escorrentía y atenuando el caudal pico. Además retienen contaminantes, actúan como capa de aislante térmico en el edificio y ayudan a compensar el efecto “isla de calor” que se produce en las ciudades.

Figura 5: Cubierta vegetada

3.5.1.3 Pozos y Zanjas de Infiltración:

Pozos y zanjas poco profundos (1 a 3 m) rellenos de material drenante (granular o sintético), a los que vierte escorrentía de superficies impermeables contiguas. Se conciben como estructuras de infiltración capaces de absorber totalmente la escorrentía generada por la tormenta de diseño para la que han sido diseñadas.

3.5.1.4 Depósitos de Infiltración (Infiltration Basins):

Depresiones del terreno vegetadas diseñadas para almacenar e infiltrar gradualmente la escorrentía generada en superficies contiguas. Se promueve así la transformación de un flujo superficial en subterráneo, consiguiendo adicionalmente la eliminación de contaminantes mediante filtración, adsorción y transformaciones biológicas.

Figura 6 y 7: Jardines de lluvia en un estacionamiento

3.5.2 Sistemas de transporte permeable

3.5.2.1 Drenes Filtrantes o Franceses:

Zanjas poco profundas rellenos de material filtrante (granular o sintético), con o sin conducto inferior de transporte, concebidas para captar y filtrar la escorrentía de superficies impermeables contiguas con el fin de transportarlas aguas abajo. Además pueden permitir la infiltración y la regulación de los volúmenes de escorrentía.

3.5.2.2 Cunetas Verdes (Swales):

Estructuras lineales vegetadas de base ancha (> 0,5 m) y talud tendido (< 1V:3H) diseñadas para almacenar y transportar superficialmente la escorrentía. Deben generar bajas velocidades (< 1-2 m/s) que permitan la sedimentación de las partículas para una eliminación eficaz de contaminantes. Adicionalmente pueden permitir la infiltración a capas inferiores.

3.5.2.3 Franjas Filtrantes:

Franjas de suelo vegetadas, anchas y con poca pendiente, localizadas entre una superficie dura y el medio receptor de la escorrentía (curso de agua o sistema de captación, tratamiento, y/o evacuación o infiltración). Propician la sedimentación de las partículas y contaminantes arrastrados por el agua, así como la infiltración y disminución de la escorrentía.

3.5.3 Sistemas de Tratamiento pasivo

3.5.3.1 Depósitos de Detención (Detention Basins):

Depósitos **superficiales** diseñados para almacenar temporalmente los volúmenes de escorrentía generados aguas arriba, controlando los caudales de punta. Favorecen la sedimentación y con ello la reducción de la contaminación. Pueden emplazarse en “zonas muertas” o ser compaginados con otros usos, como los recreacionales, en parques e instalaciones deportivas.

3.6 Proyectos Integradores

SUDS - Sistemas Urbanos de Diseño Sostenible

Existen varias alternativas del tipo no estructurales que pueden contribuir a la disminución de la cota de inundación sin necesidad de realizar grandes inversiones.

Para Brailovsky, (2010), una parte importante de lluvia que cae durante una tormenta no alcanza a llegar al suelo, sino que se deposita en la vegetación, este fenómeno es llamado **intercepción**. Cuanta menos agua caiga al suelo, menores serán las probabilidades de inundación.

Para algunos hidrólogos el proceso es esencialmente evaporativo, para otros de este modo se hace más lento el camino del agua hacia el escurrimiento y la infiltración en el suelo, un tercer punto de vista piensa que la vegetación no solo intercepta precipitaciones, sino que también colecta agua a partir de la condensación de vapor contenido en el aire. No obstante todos coinciden en que el fenómeno tiene alguna importancia.

El concepto SUDS, Sistemas Urbanos de Diseños Sustentable (BMP's en sigla inglesa) se viene desarrollando desde hace un tiempo y define una postura ecológica y conservacionista. Éstos comprenden un amplio espectro de soluciones que permiten afrontar el planeamiento, diseño y gestión de las aguas pluviales dando tanta importancia a los aspectos medioambientales y sociales como a los hidrológicos e hidráulicos. Los SUDS pueden utilizarse como alternativa a los sistemas de drenaje convencional o en combinación con ellos. La filosofía de los SUDS es reproducir, de la manera más fiel posible, el ciclo hidrológico natural previo a la urbanización o actuación humana. Su objetivo es minimizar los impactos del desarrollo urbanístico en cuanto a la cantidad y la calidad de la escorrentía (en origen, durante su transporte y en destino), así como maximizar la integración paisajística y el valor social y ambiental.

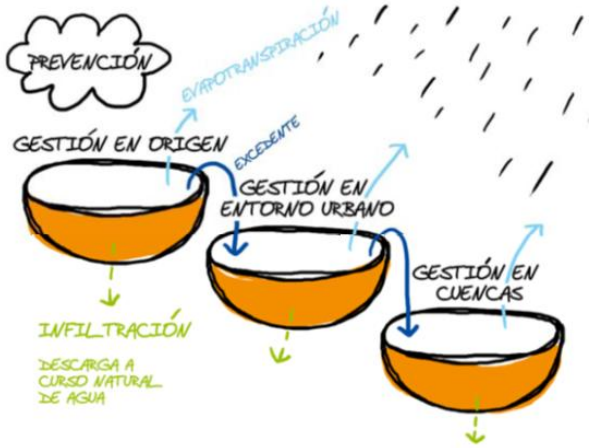


Figura 8: Cadena de gestión del agua en el sistema SUDS.

Dentro de los SUDS existen múltiples clasificaciones, atendiendo a su forma de funcionar, al tipo de sistema empleado o al lugar de aplicación. Así, como resultado del estudio y recopilación de las distintas clasificaciones, el grupo de investigación GITECO, propone la siguiente clasificación para los SUDS:

Medidas preventivas:

- Legislación, educación, programación económica.

Sistemas de infiltración o control en origen:

- Superficies permeables, pozos y zanjas de infiltración, depósitos de infiltración y cubiertas naturadas.

Sistemas de transporte permeable:

- Drenes filtrantes o drenes franceses, cunetas verdes y franjas filtrantes.

Sistemas de tratamiento pasivo:

- Depósitos y estanques de detención, humedales artificiales.

4 CONCLUSIONES:

La grave amenaza que supone la presencia de sustancias tóxicas y persistentes para nuestro ecosistema como para la salud de las personas, en la escorrentía y vertidos analizados, requiere de medidas claras y urgentes para controlar y regularizar su uso. Por otra parte, también es necesario el control de una adecuada recolección y transporte de residuos.

Por último, existe una gran variedad de recursos disponibles para mitigar los efectos contaminantes pero es necesaria a su vez la concientización de la sociedad en materia de contaminación ambiental, constituyendo lo mencionado, las llamadas “medidas no estructurales”.

5 RECOMENDACIONES

A partir de lo investigado, se sugiere que las cuencas hídricas debidamente priorizadas formen parte de una Política de Estado que apunte a mitigar los impactos negativos mediante una adecuada planificación.

Para la mencionada planificación se deberá estudiar y/o crear zonificaciones del uso del suelo, mapas de riesgo, normativas de construcción en zonas de riesgo, redes hidrometeorológicas, planes de emergencia hídrica, programas de comunicación, planes de concientización, seguros y compensaciones para todos los municipios de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) que aún no los tengan a diferencia de las ya existentes en la Ciudad de Buenos Aires (CABA).

Sería importante también que en futuras investigaciones se puedan cuantificar mediante simuladores la efectividad de lo sugerido en esta y otras investigaciones documentales.

5.1 Construcciones existentes:

Para las construcciones existentes, a nivel de parcela, se propone la adecuación de las cubiertas y terrazas dotándolas de vegetación con los beneficios ya mencionados en el punto 3.5.1.2 y además se recomienda la cosecha del agua de lluvia mediante la utilización de canaletas y cisternas para el uso como tanques de retardo o como almacenamiento de agua para riego.

5.2 Construcciones nuevas:

En las construcciones nuevas, además de lo expuesto en el punto anterior, se podrán adoptar materiales de la construcción que posean superficies permeables.

Bibliografía

Organización Mundial de la Salud. (Abril de 2011). Recuperado el 9 de Diciembre de 2017, de www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/cod_2008_sources_methods.pdf

Organización Mundial de la Salud. (2 de mayo de 2017). Recuperado el 9 de diciembre de 2017, de www.who.int/es/news/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease

Aradas, R. D. (2016). Nuevos lineamientos estratégicos para la gestión hídricas de áreas urbanas. *1er Congreso de ingeniería urbana.* Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Brailovsky, A. E. (2010). *Buenos Aires, ciudad inundable.* Buenos Aires: Ediciones Kaicron.

Fernanda J. Gaspari, Gabriela E. Senisterra, Raúl M. Marlats. (2007). Relación precipitación-escorrentía y número de curva bajo diferentes condiciones de uso del suelo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo*, Tomo XXXIX: 21-28.

G. A. Villalba, H. Rosatto, M. Friedrich, C. Caso, G. Calvo, D. Pérez, N. Mazzeo. Facultad de Agronomía, Departamento de Ingeniería Agrícola, UBA, Argentina. (s.f.). *Inundaciones en cuencas urbanas - Alternativas de prácticas de ordenamiento bajo el concepto SUBS.*

Jorge A. Maza, Hugo Loustaunau, Patricia López. (13 de abril de 2004). *Simulación matemática de la calidad y cantidad del escurrimiento pluvial en un área urbana de Mendoza.* Mendoza.

Keller, E. A. (1996). *Enviromental Geology.* New York: Prentice Hall College Div.

Kruszka PS Jr., H. L. (1 de marzo de 2002). Clinical inquiries. What is the differential diagnosis of chonic diarrhea in immunocompetent patients? *The journal of Family Practice*, 51 (3): 212.

Linsley Jr., R. K., Franzini, J. B., & Pastorino, L. A. (1978). *Engenharia de recursos hídricos.* Sao Paulo: Editora da Universidade de Sao Paulo; McGraw-Hill.

Linsley, K. P. (1998). *Hidrología para Ingenieros Segunda Edición.* México: McGraw-hill Latinoamericana S.A.

Woods-Ballard, B., Kellagher R., Martin P., Jefferies C., Bray R., Shaffer P. (2007). *The SuDS Manual.* London: CIRIA.

6- Tecnologías de instrumentación

- DISEÑO DE UN MODELO DE CONTROL PARA UN PROTOTIPO DE BOMBA NEUMÁTICA DE DESPLAZAMIENTO POSITIVO.
- GESTIÓN DE RIESGO POR FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS EN EL EMBALSE DE SALTO GRANDE (ARGENTINA).
- ANÁLISIS SATELITAL 1970-2020 DE LA EVOLUCIÓN DE LA URBANIZACIÓN EN LA CUENCA DEL EMBALSE SAN ROQUE, CÓRDOBA, ARGENTINA.
- TELEDETECCIÓN APLICADA AL MONITOREO DE DINÁMICAS FITOPLANCTÓNICAS DEL EMBALSE SALTO GRANDE.
- DISEÑO Y DESARROLLO DE UN DISPOSITIVO DE MONITOREO REMOTO DE CALIDAD DE AGUA.
- EVALUACIÓN DEL FLUJO HÚMEDO EN LA ZONA DE AEREACIÓN QUE PODRÍA CONSTITUIRSE COMO RECARGA AL ACUIFERO, USANDO TOMOGRAFÍAS GEOELÉCTRICAS.

DISEÑO DE UN MODELO DE CONTROL PARA UN PROTOTIPO DE BOMBA NEUMÁTICA DE DESPLAZAMIENTO POSITIVO

Greco H.; Paredes L. ; Bergoglio F.; Rodrigo L.

Laboratorio de Energías Renovables
Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias
Universidad Nacional de San Luis
Ruta Prov. 55 – Ext. Norte- C.P. 5730 - Villa Mercedes - San Luis - Argentina
Tel. Central VoIP: 054-2657-531000 Int. 7169
e-mail: hgreco@email.unsl.edu.ar

RESUMEN: En el presente trabajo se encuentra desarrollada una alternativa de control para operar una bomba neumática de desplazamiento positivo cuya función principal es la extracción de agua en áreas rurales. Dicho control es el encargado de manipular el paso de aire comprimido del sistema de bombeo el cual posee como principal característica la de prescindir de partes móviles respecto de los actuales molinos de extracción de agua, lo cual reduce el desgaste de sus componentes y en consecuencia los costos de mantenimiento asociados al mismo. Se describen las características constructivas, componentes, principio de funcionamiento, y los distintos ensayos de conductividad para disponer el diseño que mejor se adapte al contexto. Se explican las simulaciones para las diferentes situaciones de funcionamiento, y se presentan los principales resultados que arrojaron las pruebas de salinidad de agua. Se concluye que el modelo propuesto representa una alternativa viable y versátil frente a otros desarrollos investigados anteriormente disponiendo de un modelo de bajo costo y facilidad de construcción. Finalmente se presentan las pautas de futuros trabajos que permitan continuar con desarrollo y arribar a un modelo de control óptimo.

Palabras Claves: Extracción; Agua; Aire Comprimido; Arduino

ABSTRACT:
This work develops an alternative control model to operate a positive displacement pneumatic pump, whose main function is the extraction of water in rural areas. This control system manipulates the passage of compressed air from the pumping system. Its main characteristic is the lack of mobile parts, in contrast to currently used water extraction mills. This reduces the wear of its components and, as a result, its maintenance costs. Our study describes the pump's construction features, components, operating principle, and different conductivity test, in order to provide a design that best adapts to the context. We also explain the simulations for the different operating situations, and present the main results of water salinity tests. It is concluded that our proposal is a viable and versatile alternative to other previously-investigated devices, due to its low cost and ease of construction. Finally, we introduce some guidelines for future works that will allow us to continue with the development of an optimal control model.

Keywords: Extraction; Water; Compressed Air; Arduino

INTRODUCCIÓN

La aplicación de energías renovables en el proceso de extracción de agua ha tomado fuerte impulso en los últimos años. Al punto que en la actualidad se ofrecen varias opciones de sistemas de bombeo a través de energía solar los cuales, si bien aún poseen un costo elevado, se espera que el mismo descienda paulatinamente con la producción en masa de las celdas solares (Anoop J.R. & Reema N., 2017), y algunos incentivos fiscales para la promoción del bombeo de agua solar en diversos países en desarrollo. A pesar de ello la tecnología de bombeo de agua a partir de energía renovables (principalmente fotovoltaica)

es una alternativa confiable y económicamente viable a los sistemas de bombeo eléctrico convencional y diesel para el riego de cultivos agrícolas (Chandel S.S. et al, 2015).

En función de esto, se han diseño algunos prototipos de bombas neumática sumergibles (Di Gennaro et al. 1997; Delgado Parra 2015), cuya finalidad es resolver la problemática extracción de agua acercando una solución de mantenimiento simple y económico; cuyo principio de funcionamiento es generar una presión mayor en cámaras o cilindros introducidos dentro del agua, para que la misma sea expulsada a la altura de funcionamiento, surgiendo de esta manera una alternativa a las bombas centrífugas las cuales funcionan debido a la depresión generada por el rodete de la máquina.

El desarrollo se mejoró (Rodrigo V. et al., 2015; Rodrigo V. et al., 2017) y se ensayó (Rodrigo V. et al, 2010) con diferentes métodos de control y bajo diferentes condiciones de funcionamiento (Rodrigo L., et al., 2019). Sin embargo, este último dispositivo (Rodrigo et al.,2017) poseía un sistema de control eléctrico donde, a través de contactos sumergidos en los cilindros, se activaba directamente una electroválvula para permitir el paso del aire comprimido. Este sistema tiene la desventaja de poseer una alta dependencia de las características de salinidad del agua que ingresa al interior del cilindro. Las mismas varían en función de diversos factores tales como la profundidad de la napa subterránea, tipo de terreno donde se realiza dicha perforación y utilización del agua de la misma, lo que hace variar la conductividad pudiendo provocar un mal funcionamiento de las bobinas de electroválvulas o bien una sobretensión que las deteriore. Es por ello que algunas pruebas de los prototipos mencionados reportaron inconvenientes en el funcionamiento.

En consecuencia, se puede afirmar que la principal desventaja del método de control usado hasta el momento es la imposibilidad de determinar la salinidad del agua. Teniendo en cuenta que el mismo se pretende usar para la extracción en zonas rurales, se debe asegurar un funcionamiento constante con diversos ciclos de arranque/parada, por lo que se presenta en el siguiente trabajo, un diseño de circuito sencillo, de bajo costo y basada en una placa Arduino para generar el automatismo que evite la dependencia de la variable mostrada con anterioridad.

En virtud de ello, se plantea como objetivo encontrar un nuevo método de control que permitan el accionamiento de las electroválvulas utilizando el agua como medio conductor de señales eléctricas, buscando un control fiable, económico y que pueda funcionar bajo distintas condiciones de salinidad. El diseño propuesto empleará los sensores de electrodos utilizados en el desarrollo del trabajo anterior (Rodrigo et al., 2017) los cuales consistían en contactos eléctricos insertados en el interior del cilindro cuya finalidad era permitir el paso de corriente debido a una diferencia de potencial cuando ambos electrodos quedaban completamente sumergidos lo cual permitía el energizado de la bobina de la electroválvula que inyecta aire comprimido al cilindro.

DESARROLLO EXPERIMENTAL

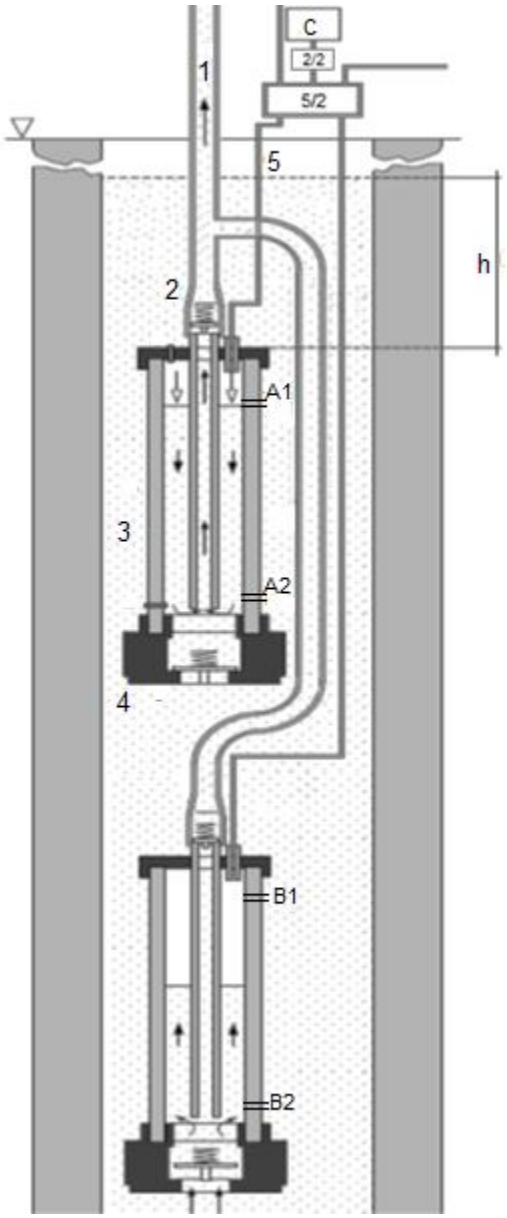
Descripción del prototipo

El cuerpo principal del dispositivo se encuentra descrito en (Rodrigo et al., 2017), sin embargo se destacan algunas de sus características principales, como ser el hecho de estar constituido por dos cilindros construidos en caño de polipropileno de dos pulgadas, ubicados en forma vertical uno encima de otro.

Ambos cilindros poseen en su parte inferior una válvula de retención del mismo diámetro que el cilindro por donde ingresa el agua de la perforación evitará la salida de la misma cuando se realice la inyección de aire comprimido. En la parte superior de cada cilindro se

encuentra ubicada la entrada del este último a través de una conexión rápida (*racor*), que será el encargado de impulsar el volumen de agua que contiene el cilindro a través de la cañería ubicada en el extremo superior. Por otro lado, ambos cuerpos cilíndricos se encuentran conectados entre sí en un circuito hidráulico en paralelo y comparten una salida en común para el agua hacia la superficie, tal como se observa en la Ffigura N°1.

Referencias



C: Compresor

2/2: Electroválvula monoestable 2 vías – 2 posiciones

5/2: Electroválvula monoestable 5 vías – 2 posiciones

1- Tubería de Impulsión

2- Válvula de retención de ½ ‘’

3- Cámara

4- Válvula de retención de 2”

5- Mangueras de aire comprimido

A1, A2, B1, B2- Contactos eléctricos

Figura N°1: Croquis esquemático de bomba

Descripción del sistema de control diseñado

Una vez que el interior de las cámaras se encuentre llenas de agua, a través de los contactos en el interior de las mismas se enviará una señal al micro controlador para accionar la inyección de aire. La misma se realizará en el cilindro inferior si el contacto superior del mismo (denominado B1) se encuentra cerrado, es decir, completamente sumergido. Una vez que el aire comprimido desplace el volumen de agua contenido en la cámara, dejará abierto el contacto inferior “B2”, lo que provoca el cambio de inyección de aire pasándolo al cilindro superior el cual tiene los contactos A1 y A2 respectivamente.

Cuando el cilindro superior se vacía, el sistema se alterna nuevamente al inferior. Sin embargo, existe la posibilidad de que el cilindro superior se vacíe con mayor velocidad de la que se llena la cámara inferior, por lo que se propuso instalar a la salida del compresor una electroválvula neumática 2/2 monoestable, la cual corta el suministro de aire comprimido hasta que uno de los cilindros este completamente lleno. Cabe destacar que dicha válvula se deshabilita cada vez que se produce el vaciado de alguno de los dos cilindros. Esto se realiza a los fines de evitar que se continúe enviando aire a cualquiera de los cilindros cuando estos no estén completamente llenos y se produzca al mismo el cambio de estado de la electroválvula 5/2.

Teniendo en cuenta que la electroválvula tiene dos posiciones, cuando la misma este energizada direccionará el aire comprimido al cilindro inferior, cuando el contacto “B2” quede abierto (sin agua); enviará una señal al controlador para quitarle la alimentación eléctrica. En este último estado el aire cambia de dirección e ingresa al cilindro superior. En la figura N°2 se detalla el funcionamiento del control propuesto.

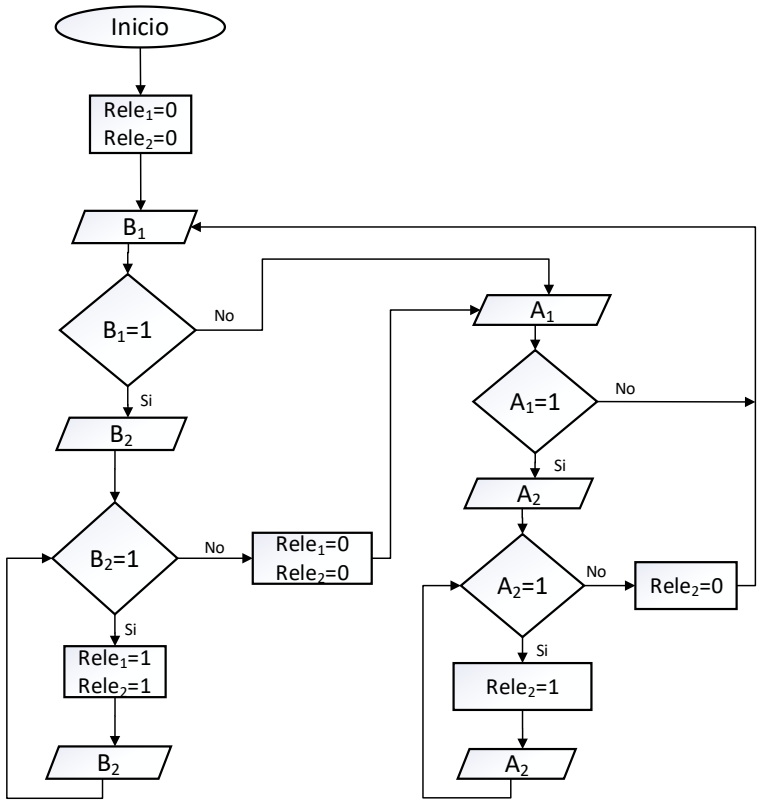


Figura N°2: Diagrama de flujo del Control propuesto

Desarrollo de simulaciones

Para el desarrollo de las simulaciones se utilizó un simulador online de la plataforma gratuita Tinkercad.com para comprobar el funcionamiento del dispositivo, el cual se observa en la figura N°3. Para ello se optó por seleccionar una placa Arduino, suplantando la salida de señal hacia los relés con señales lumínicas a través de diodos LED, y los electrodos mediante interruptores A1, A2, B1 y B2. Se adoptó este controlador debido a la disponibilidad en el mercado local para poder realizar las pruebas preliminares de funcionamiento.

Al iniciar la simulación se supone que los electrodos se encuentran en “alto” (cilindros llenos de agua) lo que provoca la señal de salida del relé 1 y relé 2 (Electroválvula 5/2 y 2/2 respectivamente). De esta forma el aire comprimido ingresará al cilindro inferior hasta que el nivel de agua sea inferior a la posición del contacto “B2” y este último quede abierto.
Al estar sin agua el cilindro inferior se desactivan ambas electroválvulas, por lo que la válvula 2/2 cierra el paso de aire y la 5/2 regresa a su estado de reposo quedando abierto el paso de aire al cilindro superior.

Automáticamente al cambio de inyección de aire, el cilindro inferior se comenzará a llenar y sólo si el contacto A1 y A2 se encuentran en alto, se activará la electroválvula 2/2 para provisión de aire a dicho cilindro. En el caso que los cilindros no estén completamente llenos, las electroválvulas permanecen en estado de reposo, es decir, la 2/2 sin permitir el paso de aire, y la 5/2 alimentando el cilindro superior.

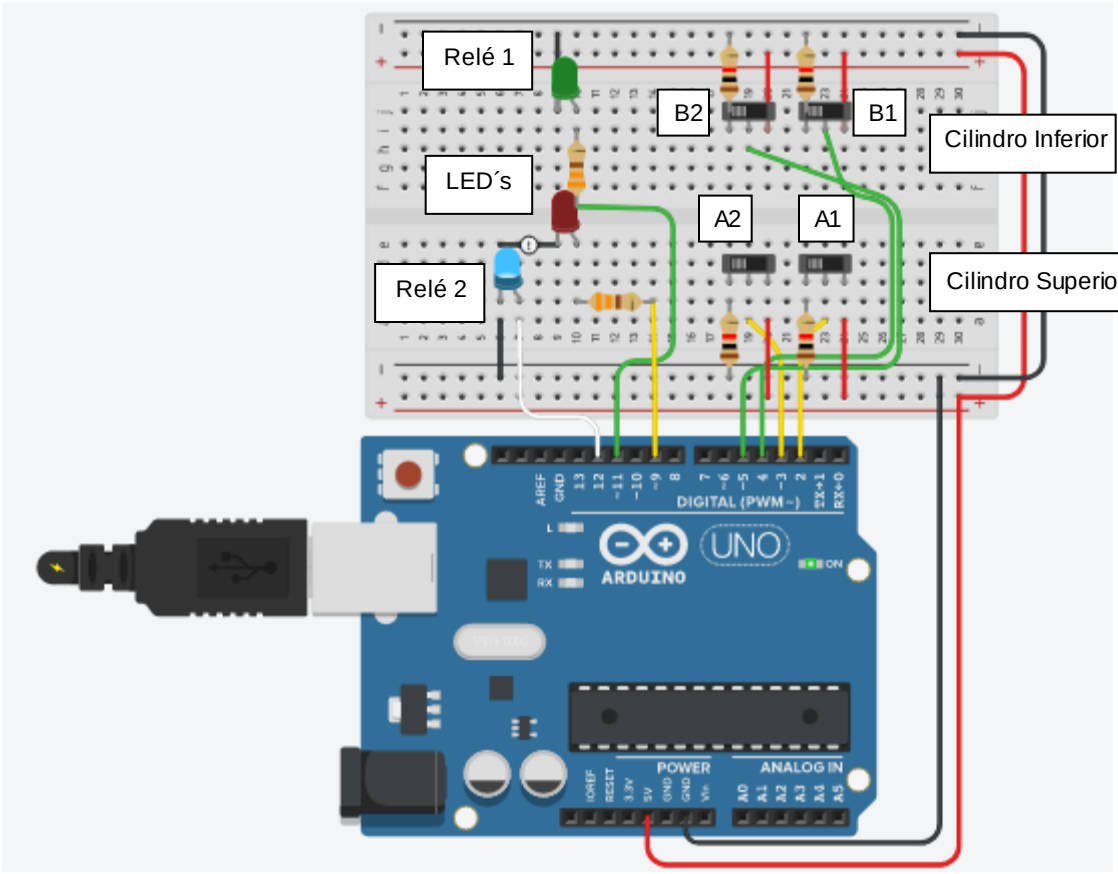


Figura N°3: Simulación Online del Sistema de control

Todo esto se puede resumir de forma simplificada en la siguiente tabla:

Tabla N°1. Resumen de estado de las condiciones de la bomba neumática

Condición	**Acción**
Ambos Cilindros llenos de agua	Aire al cilindro inferior
Cilindro inferior lleno y superior vacío	Aire al cilindro inferior
Cilindro inferior vacío y superior lleno	Aire al cilindro superior
Cilindro inferior y superior medio llenos	Sin aire
Cilindro inferior y superior vacíos	Sin aire

Si bien se pueden genera tiempos muertos, es decir instantes en los cuales se corte el suministro de agua cuando el dispositivo esté a la espera de que algún cilindro se llene, se prioriza el llenado de los cilindros para un mejor rendimiento. Además, desde la

programación se intentó que el tiempo muerto sea mínimo ya que no se le dio prioridad a ningún cilindro por sobre el otro, de esta manera se inyecta aire al primero que este con su contacto superior activo.

RESULTADOS EXPERIENTALES

Primeras pruebas

Finalizadas las simulaciones, cuando se consideró que los resultados fueros satisfactorios, se procedió a realizar pruebas preliminares experimentales del modelo de control propuesto. Para dicha prueba se creó un modelo representativo del cilindro para evaluar la respuesta de programación y verificar la condición mínima de salinidad que se requiere para obtener una señal, tal como se observa en la figura N°4 y figura N°5.

El instrumental y elementos que se utilizaron para realizar las pruebas fueron:

Descripción

- Arduino
- Protoboard
- Modelo de tanque de prueba simulado con un cilindro transparente
- Electrodos con cabezales bañados en plata
- Diodos LED`s color verde
- Resistencias 330 Ω
- Notebook Lenovo con programa Arduino version 1.8.7
- Cable para Arduino (USB Tipo A a Tipo B)
- Cable unipolar de 1,5 mm^2
- Sal fina de mesa
- Agua desmineralizada
- Balanza electrónica OHAUS CS200 / Sensibilidad 0,1 g
- Multitester MASTECH MS8201G / Sensibilidad 0,1

El modelo a ensayar es el siguiente:

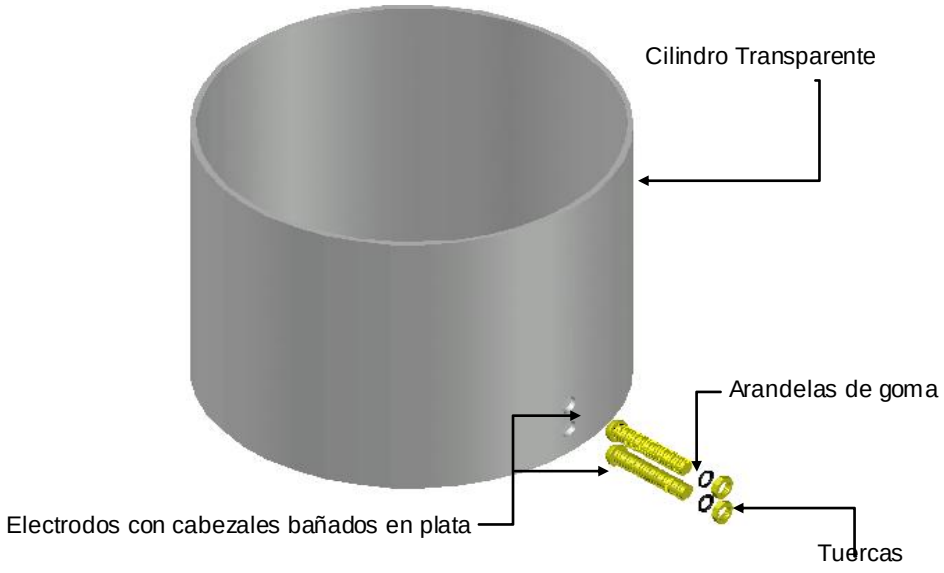


Figura N°4. Dispositivo utilizado para comprobar la conductividad con diferentes muestras de saturación determinada

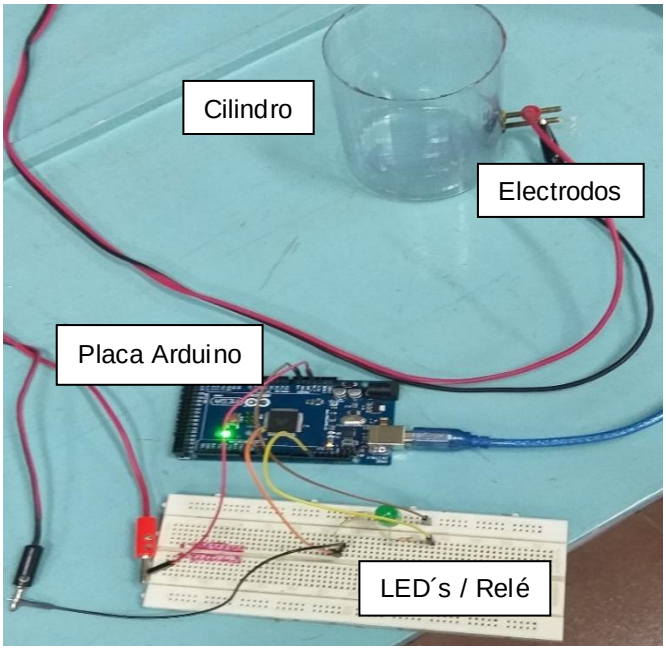


Figura N°5. Pruebas para conocer la conductividad en función del grado de salinidad del agua.

Como el objetivo de la experimentación era determinar el valor mínimo de salinidad para que se generara una respuesta, se formaron 8 (ocho) muestras de agua destilada comercial de 250 cc, a las cuales se les agregó diferentes cantidades de sal de mesa. En la siguiente tabla se observan las diferentes soluciones:

Tabla 1: Porcentajes y Cantidades de salinidad de las muestras

Sol.	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
Liquido	250 cc	250 cc	250 cc	250 cc	250 cc	250 cc	250cc	250 cc
Cant. Sodio	0 g	0,1 g	0,4 g	0,5 g	1 g	1,5 g	2 g	10 g
% de Salinidad	0%	0,04%	0,16%	0,2 %	0,4%	0,6%	0,8 %	4%

Se introdujo cada una de las soluciones dentro del cilindro, asegurándose que ambos electrodos quedaran completamente sumergidos.

Por medio de la utilización de un multímetro digital se midieron las magnitudes de tensión e intensidad de corriente del circuito. Magnitudes que se exponen a continuación:

Tabla 2: Valores de Tensión y Corriente de cada prueba

	% de Sodio	**Corriente (mA)**	**Tensión (V)**
Solución 1	0	0	4,91
Solución 2	0,04	0,37	1,41
Solución 3	0,16	0,386	1,3
Solución 4	0,2	0,391	1,18
Solución 5	0,4	0,39	1,12
Solución 6	0,6	0,393	1,07
Solución 7	0,8	0,395	0,97
Solución 8	4	0,402	1,05

Con los datos obtenidos se pudo realizar el siguiente gráfico que permite comprobar el valor mínimo de salinidad para el cual se produce la circulación de corriente

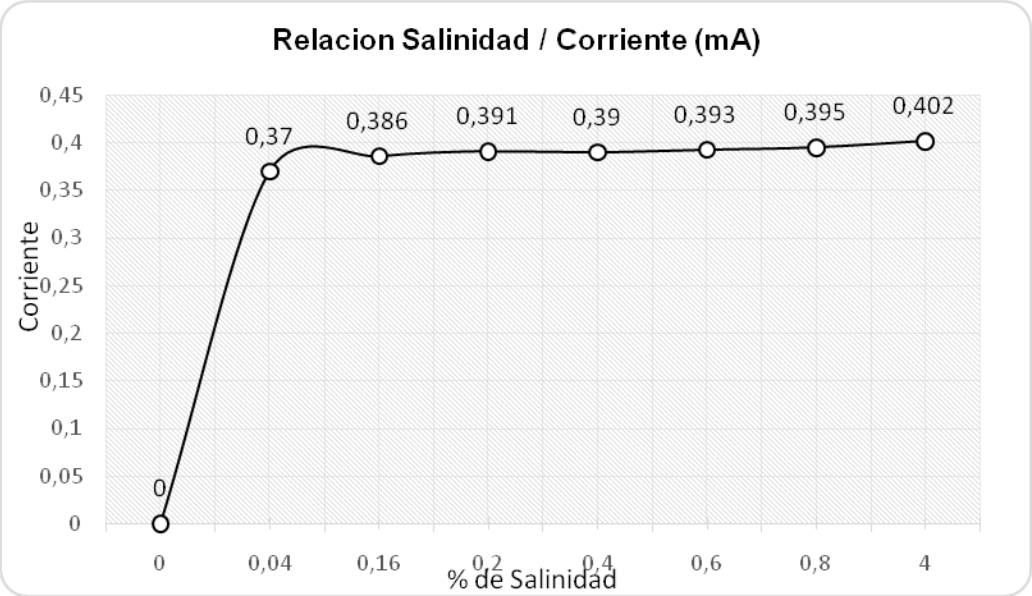


Figura N°6. Corriente vs Salinidad

DISCUSIÓN DE RESULTADOS OBTENIDOS

En el gráfico (ver figura 6) se destaca la relación entre la salinidad y la corriente.

La primera solución, compuesta netamente por agua destilada no produjo ningún tipo de respuesta, resultado que se estimaba teóricamente ya que este tipo de soluto no posee minerales debido al proceso de destilación.

Analizando los siguientes puntos se afirma que, ante la presencia de un porcentaje mínimo de sal en la solución se produce la circulación de corriente entre los electrodos y la misma es prácticamente constante independientemente del porcentaje de sodio que esta contenga.

De esta forma se demuestra que frente a distintos grados de salinidad la corriente de la señal es apropiada para el control propuesto, pudiendo ser utilizado en distintos tipos de perforaciones.

CONCLUSIONES

Las pruebas desarrolladas permitieron justificar el método de control más conveniente para el sistema de extracción de agua presentado. Se determinó, en función de la facilidad de instalación y presupuesto como así también la disponibilidad tecnológica actual, que el sistema que mejor se adapta al dispositivo es un controlador fabricado y programado con Arduino el cual recibe señales de los sensores del tipo de electrodo.
Cabe resaltar que este tipo de controlador posee un costo considerablemente bajo comparado con las demás alternativas
Se demostró con este tipo de dispositivo, la ventaja que proporciona en el control de las electroválvulas al independizarse de la salinidad que presentan las distintas perforaciones de acuerdo al lugar donde se ejecuten las mismas. La otra ventaja frente al sistema anteriormente utilizado es que se evita el deterioro prematuro de las bobinas de las electroválvulas, ya que las mismas se controlan indirectamente a través del Arduino. De esta forma se logró un modelo de control que optimiza la utilización de los cilindros produciendo además un prototipo versátil, económico y de fácil instalación y mantenimiento.

Se propone continuar con el desarrollo del prototipo para pruebas en perforación real, sometiéndolo a esfuerzos y exigencias más cercanas a la realidad para poder determinar la vida útil como así las complicaciones que pueda presentar el diseño en una instalación real.

REFERENCIAS

Anoop J.R. & Reema N. (2017) – Evolution of Solar Powered Water Pumping System – International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology – Vol. 6, Issue 2, February 2017, pp. 2185 – 2189.

Delgado Parra N. (2015) - Caracterización del rendimiento de la bomba de doble diafragma accionada por aire comprimido Graco Husky 515 (Proyecto para la obtención del título de Pregrado en Ingeniería Mecánica) - Dpto de Ingeniería – Facultad de Ingeniería - Universidad de los Andes – Bogotá, Colombia.

Chandel S.S., Naik Nagaraju M., Chandel Rahul. (2015) - Review of solar photovoltaic water pumping system technology for irrigation and community drinking water supplies – Renewable and Sustainable Energy Reviews – Vol. 49, pp 1084-1099.

Di Gennaro J., Rodrigo V., Rossi, A. (1997) – Bomba de aire comprimido para la extracción de aguas subterráneas en la zona de V. Mercedes (San Luis) - ASADES –Vol 1 Nro. 2 Pág 189 – Rio Cuarto (Córdoba).

E. Carnicer Royo. (1977) – "AIRE COMPRIMIDO. Teoría y cálculo de las instalaciones". Editorial Gustavo Gili. Barcelona, 1977. Pag. 228

Mataix C. (1978) – Mecánica de los fluidos y máquinas hidráulicas – Harper & Row Publishers Inc.

Rodrigo L., Greco H., Bergoglio F., Medaglia C., (2019). "Alternativa de bomba neumática para la extracción de agua utilizando un molino multipala" - Actas de la XLII Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente - ASADES – ISBN: 978-987-29873-1-2 Vol 7 – pp.06.11-06.19-2019

Rodrigo V., Di Gennaro J., Ribotta S., Monasterolo R. (1998) – "Bomba de aire comprimido para la extracción de aguas subterráneas en la zona de V. Mercedes (San Luis)" - ASADES –Vol 2 Nro. 2 Pág 06-37 – Salta.

Rodrigo V., Masini O., Rodrigo L., Bergoglio M., Medaglia C., Paz., (2010) "Curvas de caudal y energía de una bomba de dos cilindros en paralelo de aire comprimido para extracción de agua", XXXIII Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 2, pp. 02.70-02.76.

Rodrigo V., Bergoglio F., Medaglia C., Rodrigo L., Rodrigo R., Carletto J., (2015) " Alternativa de una bomba neumática para la extracción de agua a profundidad mediante energía solar", XXXVIII Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 3, pp. 02.71-02.77.

Rodrigo V., Chillemi F., Tutti C., Medaglia C., Bergoglio F., Rodrigo L., (2017) "Construcción y pruebas de funcionamiento de una bomba neumática para la extracción de agua a profundidad mediante energía solar", XL Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente, Vol. 5, pp. 09.25-09.35.

GESTIÓN DE RIESGO POR FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS EN EL EMBALSE DE SALTO GRANDE (ARGENTINA)

Frau D[1*]; Gangi D[2]; Drozd AA[3,4]; Bordet F[5]; Andrade S[5]; Bazzalo M[6]; Rougier N[6]; de Tezanos Pinto P[7].

[1] Instituto Nacional de Limnología (CONICET-UNL), Colectora Ruta Nac. 168, Paraje El Pozo, Santa Fe, Argentina.
[2] Universidad Nacional de Buenos Aires (UBA), Viamonte 430, CABA, Argentina.
[3] Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV). Mario Bravo 1460, Piñeyro, Argentina.
[4.] Centro Regional de Estudios Genómicos (UNLP), Calle 120 N°1459, La Plata, Argentina.
[5] Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM), Concordia, Argentina.
[6] Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), Avenida Costanera Norte S/N, Paysandú, Uruguay.
[7] Instituto de Botánica Darwinion (CONICET), Lavardén 200, Buenos Aires, Argentina.
* diegofrau@gmail.com

RESUMEN

Las floraciones de cianobacterias en cuerpos de agua con uso recreativo se constituyen como una amenaza a nivel mundial, particularmente por los riesgos en la salud humana como resultado de la exposición. En este trabajo, quisimos evaluar un método de gestión de riesgo por floraciones de cianobacterias generado por la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU), denominado cianosemáforo. El mismo utiliza como insumos datos de densidad de cianobacterias, concentración de microcistinas y concentración de clorofila-*a* como variables cuantitativas además de la presencia de cúmulos de cianobacterias como variable cualitativa para la categorización del riesgo en zonas de uso recreativo afines al embalse de Salto Grande (Argentina). Para esto se analizaron los datos disponibles durante las temporadas de verano de los años 2011, 2012, 2013 y 2015 y luego se evaluó el potencial de las variables cuantitativas antes mencionadas como predictores de los resultados del cianosemáforo obtenidos para el mismo período. Los resultados mostraron que los eventos de floraciones de cianobacterias y la concentración de clorofila-*a* fueron mayores en el año 2012, no registrándose diferencias en la concentración de microcistinas. El análisis del cianosemáforo, mostró para todas las playas muestreadas valores de riesgo alto de exposición particularmente para el año 2012. El análisis de regresión múltiple indicó que la abundancia de cianobacterias fue la única variable predictora de los cambios registrados en el cianosemáforo, siendo que los valores del cianosemáforo publicados por CARU tuvieron un nivel de correlación elevado con los obtenidos en este trabajo sólo utilizando la densidad de cianobacterias como variable predictora. En este trabajo se sugiere que el método de evaluación de riesgo por floraciones de cianobacterias aplicado en el embalse de Salto Grande sea simplificado utilizando como criterio, la concentración de cianobacterias y de microcistinas para establecer las tres categorías de riesgo del cianosemáforo.

Palabras claves: Gestión de Riesgo; Embalse Salto Grande; Cianobacterias

ABSTRACT

Cyanobacterial blooms in bodies of water with recreational use constitute a global threat, particularly due to the risks to human health as a result of exposure. In this work, we wanted to

evaluate a risk management method for cyanobacterial blooms generated by the Uruguay River Administrative Commission (CARU), called cyanotraffic light. It uses data on cyanobacterial density, microcystin concentration and chlorophyll-*a* concentration as quantitative variables, as well as the presence of clusters of cyanobacteria as a qualitative variable for risk categorization in recreational use areas related to the Salto Grande reservoir. (Argentina). For this, the data available during the summer seasons of the years 2011, 2012, 2013 and 2015 were analyzed and then, it was evaluated the potential of the quantitative variables as predictors of the cyanotraffic light results obtained for the same period. The results showed that the cyanobacterial bloom events and the chlorophyll-a concentration were higher in 2012, not registering differences in the microcystin concentration. The cyanotraffic light analysis showed high-risk exposure values for all the sampled beaches, particularly for the year 2012. The multiple regression analysis indicated that the abundance of cyanobacteria was the only predictor variable of the changes recorded in the cyanotraffic light, being that the cyanotraffic light values published by CARU had a high level of correlation with those obtained in this work only using the density of cyanobacteria as a predictor variable. In this work, it is suggested that the risk assessment method for cyanobacterial blooms applied in the Salto Grande reservoir could be simplified using the concentration of cyanobacteria and microcystins as criteria to establish the three risk categories of the cyanotraffic light.

Keywords: Risk Management; Salto Grande Reservoir; Cyanobacteria.

INTRODUCCION

La evaluación del riesgo ambiental se define como el procedimiento mediante el cual los efectos adversos probables o reales de los contaminantes y otros efectos producidos por actividades antropogénicas en los ecosistemas, se estiman con un grado conocido de certeza utilizando metodologías científicas (Depledge y Fossi, 1994). Siendo particularmente los eventos de floraciones de cianobacterias en cuerpos de agua de uso recreativo, uno de los riesgos fundamentales para la salud humana y del ecosistema.

Las cianobacterias son un grupo de bacterias con capacidad de realizar fotosíntesis y que están ampliamente distribuidas y adaptadas a diferentes condiciones ecológicas en sistemas acuáticos continentales. Particularmente, este grupo de organismos, son capaces de realizar floraciones, que son entendidas como el crecimiento masivo de una o unas pocas especies en poco tiempo y en respuesta a cambios ambientales que les resultan favorables en un determinado momento. Estas floraciones son en ocasiones tóxicas y perjudiciales para la salud humana y el ecosistema. El incremento de la biomasa además de ocasionar problemas estéticos como la aparición de espumas y olores desagradables, puede alterar el sabor del agua de consumo, y al descomponerse, causar modificaciones en la química del agua. Además de las dificultades antes mencionadas, las cianobacterias son capaces de producir metabolitos bioactivos tóxicos (cianotoxinas) que constituyen un serio problema ambiental con graves repercusiones sobre la salud humana y animal (Cobo, 2015). Si bien el grado de toxicidad de las floraciones puede variar espacial y temporalmente en respuesta a cambios en las condiciones ambientales, es recomendable suponer que siempre son peligrosas (Pitois et al., 2000).

Al respecto y en términos de mitigar y reducir los riesgos que se presentan a los usuarios recreativos donde ocurren floraciones de cianobacterias, resulta relevante conocer el riesgo de exposición a cianotoxinas de las diferentes actividades recreativas que se realizan en un sistema acuático. Existen tres tipos de exposición: ingestión, inhalación y contacto dérmico. La exposición de mayor preocupación para la salud es la ingestión, ya sea intencional o accidental. La ingestión accidental de agua es un riesgo particularmente alto para los niños y las actividades como nadar y bucear; particularmente en las áreas costeras donde se acumula la espuma que resulta como producto de la descomposición de los organismos que forman la floración. Aunque no se considera una ocurrencia común, la ingestión intencional puede ser un problema para los campistas y excursionistas que pueden usar el agua para cocinar o beber. La incorporación de cianotoxinas por inhalación, se asocia más comúnmente con actividades en las que se forman aerosoles de agua, como el windsurf, el piragüismo y la vela. La exposición dérmica es probable para todos los usos recreativos que impliquen el contacto con el agua. Cuando los trajes de neopreno o de baño atrapan las células contra el cuerpo, es más probable que se produzcan reacciones cutáneas debido al contacto prolongado de las toxinas con el cuerpo (Newcombe, 2009).

Las organizaciones y empresas responsables de los lagos y embalses de agua dulce tienen el deber de cuidar a los miembros del público que hacen uso de estos ambientes con fines recreativos. En este sentido, numerosas organizaciones y directivas nacionales e internacionales abogan por establecer normativas para el control de riesgo ambiental vinculado a floraciones de cianobacterias. Al respecto, en el año 1999 la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció las directrices para prácticas seguras en la gestión de aguas recreativas. Estas metodologías y recomendaciones fueron posteriormente replicadas en varios países como Australia, Estados Unidos y Reino Unido. Incluso la Argentina cuenta con un protocolo propio a través de la resolución ministerial “Directrices Sanitarias para Uso Seguro de Aguas Recreativas (Res. 125/2016)”.

En el embalse de Salto Grande (Argentina) se han registrado floraciones masivas de cianobacterias en el río Uruguay desde el año 2003 (O'Farrell et al. 2012; Bordet et al. 2017; Gangi et al. 2020), un área que comprende más de 20 playas con uso recreativo. Al respecto, y en términos de dar respuestas apropiadas y rápidas a la población, es que la Comisión Administrativa del Río Uruguay (CARU) y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM) crearon un sistema de alerta para el uso de aguas de baño. Durante 2007 se desarrolló e implementó el “Programa de Vigilancia de Playas del Río Uruguay” (denominado cianosemáforo de aquí en adelante) que comenzó a funcionar en el año 2011. Este programa monitorea la calidad del agua en múltiples secciones del Río Uruguay y determina 3 categorías o niveles de alerta o riesgo de exposición a las floraciones de cianobacterias con el fin de informar al público y prevenir los efectos nocivos en la salud humana. El riesgo de exposición a cianobacterias se informa en términos de los colores del semáforo: rojo para alto riesgo, amarillo para riesgo moderado y verde para riesgo bajo. Este método cualitativo se construye a partir del análisis de 4 variables (abundancia, toxicidad y presencia de cúmulos de cianobacterias) y concentración de clorofila-*a*. Las categorías de umbral de riesgo de clorofila en el cianosemáforo coinciden con las establecidas por la OMS (bajo riesgo < 10 µg/L, alto riesgo >50 µg/L) mientras que los umbrales de riesgo de cianobacterias se basan en la legislación australiana (bajo riesgo <5.000 cel/ml, alto riesgo >50.000 cel/ml) que son más restrictivos que los establecidos por la OMS (bajo riesgo <20.000 cel/ml, alto riesgo >100.000 cel/ml). Para las microcistinas, el criterio es: bajo riesgo <2 µg/L y alto riesgo >10 µg/L en tanto que para los cúmulos el criterio es presencia

o ausencia de los mismos. En la práctica, las categorías de riesgo del cianosemáforo (bajo, medio, alto) son establecidas utilizando al menos dos criterios de los antes mencionados. Sin embargo, aún no es claro cómo estas variables son utilizadas para construir la categorización del cianosemáforo y cuánto responde esa categorización a las variables cuantificadas en zonas recreativas vinculadas al embalse de Salto Grande. En este trabajo se tuvo por objetivo evaluar el rendimiento del cianosemáforo utilizado en Salto Grande, a partir del análisis de las variables cuantitativas que se utilizan para la categorización de este durante la temporada de verano entre los años 2011 y 2015; para así finalmente proponerse algunas mejoras.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó considerando el tramo medio y bajo del río Uruguay (Argentina-Uruguay). El río Uruguay es uno de los ríos más largos de América del Sur (aproximadamente 1800 km), y su cuenca cubre un área de aproximadamente 340.000 km^2. Entre las actividades económicas que se realizan en la zona, en su parte inferior, la agricultura, la actividad forestal, así como la ganadería extensiva e intensiva, y el turismo son las actividades más relevantes (CARU, 2016). La población actual es de aproximadamente 4.800.000 habitantes en las ciudades ubicadas a lo largo de la costa del río (INDEC, 2010). El río Uruguay también está modificado en su tramo inferior por el Embalse de Salto Grande (29 ° 43 'a 31 ° 12' S, 57 ° 06 'a 57 ° 55' W) ubicado a unos 15 km al norte de la ciudad de Concordia. (Argentina). Salto Grande tiene un área de 750 km^2 y está conformado por un canal primario y varios brazos laterales con morfología dendrítica (O'Farrell et al., 2012). La represa produce entre el 7% y el 50% de la energía total consumida en Argentina y Uruguay, respectivamente (CTM, 2016). Además, el embalse se utiliza para actividades recreativas como deportes y pesca (O'Farrell et al., 2012) (Fig. 1).

Recopilación de datos

En este estudio, seleccionamos seis áreas recreativas (playas) distribuidas en la costa argentina del río Uruguay a la altura del embalse de Salto Grande. De estas playas se obtuvieron datos semanales de densidad total de cianobacterias y microcistinas en los años 2011, 2012, 2013, y 2015 de diciembre a marzo cuando se considera temporada de baño. El año 2014 fue excluido del análisis siendo no todas playas fueron monitoreadas de forma permanente. Esta información fue generada por la comisión técnica mixta de Salto Grande (CTM). Se obtuvieron además datos de concentración de clorofila-*a* que fueron procesados y obtenidos para las fechas y playas de estudio utilizando sensores remotos. Estos datos fueron utilizados como *proxi* de los datos obtenidos en campo a los que no se pudo acceder para el período de estudio contemplado en este trabajo.

Fig. 1 Localización del embalse de Salto Grande y puntos de muestreo (playas) seleccionados.

Para la cuantificación de cianobacterias, se colectaron muestras de agua utilizando frascos plásticos y sumergiéndolos a menos de 0,3 metros de la superficie. Las muestras obtenidas fueron inmediatamente fijadas con solución acidificada de Lugol al 1%. Las muestras obtenidas se contaron en microscopio invertido según Utermöhl (1958). Cuando se detectó una densidad extremadamente alta, el conteo se realizó utilizando un hemocitómetro Neubauer en un microscopio óptico después de la digestión con hidróxido de sodio caliente (Reynolds y Jaworski 1978). La densidad obtenida se expresó en células por mililitro (cel/ml). Para la estimación de microcistinas, se expusieron 20 mL de muestra sin filtrar a 3 ciclos de congelación y descongelación y se analizaron con el método semicuantitativo Abraxis®13. Este último proporciona concentraciones de microcistina en 4 categorías (0, <1, <2, >10 µg/L). La concentración media de clorofila-*a* para la temporada de verano del período 2011-2015 se obtuvo a partir del análisis de 76 imágenes obtenidas con Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI nivel 2, en unidades de reflectancia a superficie, en la plataforma Google Earth Engine con una coincidencia con las fechas de muestreo de ± cinco días. Primero se filtraron todas las imágenes con una cobertura total de nubes superior al 15%. Luego se seleccionó el cuerpo de agua de Salto Grande a partir de la banda del infrarrojo medio con un umbral de 0.025 de reflectancia que discriminó también zonas con nubes. Con el fin de evitar cualquier confusión entre las algas y el material en suspensión, aquellos pixeles con reflectancias en el rojo superiores a la del verde no fueron contabilizados. Finalmente, en aquellos píxeles donde la banda verde era más alta que la banda roja, se calculó la concentración de clorofila-*a* según la metodología generada, y previamente validada con datos de campo, para el embalse de Salto Grande publicada por Drozd et. al. (2019). Los informes del cianosemáforo publicados se descargaron de la página web de CARU (http://www.caru.org.uy/web) para las mismas áreas de playa (6 sitios), meses (diciembre a marzo) y años (2011, 2012, 2013 y 2015) que las variables cuantitativas.

Análisis estadístico

Para probar las diferencias entre las abundancias de cianobacterias, microcistinas y concentración de clorofila-a entre años (2011, 2012, 2013 y 2015) ejecutamos Modelos Lineales Generalizados (GLM) con ajuste gaussiano transformado los datos al $\log_{10}$ (x+1). Se realizaron correlaciones simples de Spearman entre las tres variables antes mencionadas para luego realizar una evaluación del cianosemáforo utilizando regresiones múltiples con ajuste gaussiano (GLM) utilizando los valores obtenidos del cianosemáforo como variable respuesta y la abundancia de cianobacterias, las concentraciones de microcistinas medidas y la concentración de clorofila-*a* como variables predictoras. Además, se recalculó el cianosemáforo utilizando como único criterio de categorización los datos de densidad de cianobacterias utilizando el criterio de la OMS y el criterio australiano (ambos descriptos en la introducción, siendo el segundo utilizado por CARU) para el establecimiento de las categorías de riesgo (bajo, medio y alto). Los tres cianosemáforos (el publicado por CARU y los dos estimados en este trabajo utilizando solo la densidad de cianobacterias) se compararon utilizando correlaciones de Spearman. Finalmente, se realizó una regresión simple usando en este caso el cianosemáforo estimado por la OMS como predictor y el calculado por CARU como variable respuesta. Todos los análisis fueron realizados utilizando softwares específicos como PAST (versión 3.2) y CANOCO para Windows (versión 5.13).

RESULTADOS

La densidad de cianobacterias osciló entre 3.653 cel/ml y 1.446.922 cel/ml registrados en Playa Los Médicos y Las Perdices, respectivamente. Según los criterios de la OMS, todos los puntos de muestreo en el año 2012 superaron el segundo nivel de alerta (>100.000 cel/ml) (Fig. 2a). La concentración de clorofila-*a* medida de forma satelital siguió un patrón similar con los mayores valores registrados para el año 2012 que también superaron los niveles de alerta de la OMS (Fig. 2b), en tanto que la concentración media de microcistinas (mediana) fue muy variable; registrando los menores valores para los años 2011 y 2013 y los mayores para 2012 y 2015.

Los análisis de GLM comparando los años de muestreo mostraron diferencias significativas para la concentración de cianobacterias y clorofila-*a* ($F= 56.99$ $P<0,001$ y $F=21.91$ $P<0,001$, respectivamente). No se encontraron diferencias para las microcistinas ($F= 3.31$ $P= 0.34$). La comparación posterior con la prueba de Bonferroni mostró que el año 2012 fue el año que mostró mayor cantidad de diferencias estadísticamente significativas con el resto de los años ($P< 0.05$ siendo 2012 > 2011, 2013 y 2015 para cianobacterias y clorofila-*a*).

El análisis de correlación de Spearman entre las tres variables predictoras del cianosemáforo no mostró relaciones estadísticamente significativas entre ninguna de las variables consideradas ($P > 0.05$). Cuando se corrió la regresión múltiple con densidad de cianobacterias, concentración de microcistina y concentraciones de clorofila-*a* como predictores del cianosemáforo, el modelo no fue significativo ($F= 2,01$ $P= 0,16$). Sin embargo, cuando la regresión múltiple se ejecutó solo usando la densidad de cianobacterias como predictor, el modelo fue estadísticamente significativo ($F= 43.4$ y $P<0.001$) y explicó el 40% de la variabilidad total del cianosemáforo.

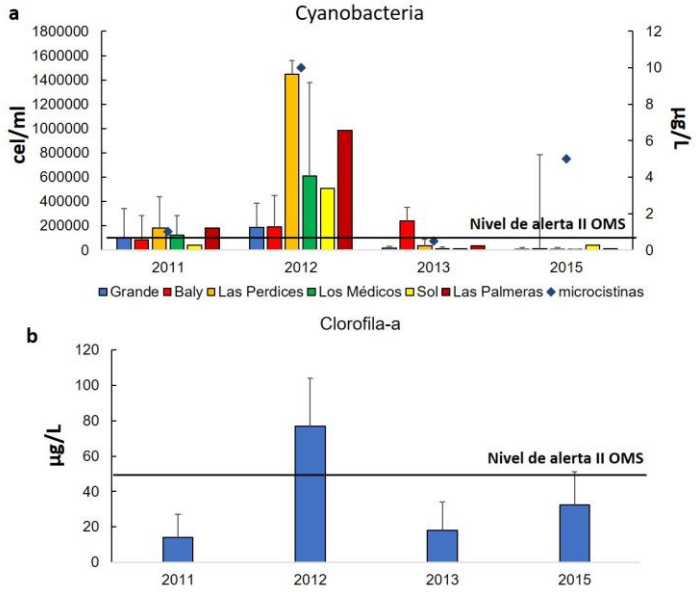


Fig. 2 Densidad media de cianobacterias en los 4 años de muestreo diferenciando por sitios de muestreo (playas) y concentraciones medias de microcistinas registradas (a) y concentración media de clorofila registrada por sensores remotos para las diferentes playas en los años seleccionados (b).

En cuanto al cianosemáforo, durante el año 2011 más del 40% de los datos mostraron riesgo bajo, situación que se invirtió en 2012 para las playas analizadas. Entre 2013 y 2015 nuevamente los valores mostraron un nivel de riesgo bajo (entre un 50 y un 67% de las muestras analizadas) (Tabla 1) siendo esto consistente con lo observado en los datos de densidad de cianobacterias y clorofila-*a*.

Tabla 1 Valores medios porcentuales para cada categoría de riesgo del cianosemáforo obtenido por CARU para los años de muestreo considerados.

	2011	**2012**	**2013**	**2015**
Sin datos	10	13	8	21
Riesgo Bajo	46	25	67	50
Riesgo Medio	13	8	17	12
Riesgo Alto	31	54	8	17

La correlación de Spearman entre el cianosemáforo publicado por CARU, el calculado en este trabajo con los datos disponibles de cianobacterias utilizando el criterio de la OMS y el cianosemáforo calculado utilizando el criterio australiano (solo usando densidad de cianobacterias en los dos últimos casos), mostró correlaciones altamente significativas entre cianosemáforo-OMS/cianosemáforo-criterio australiano (Rho= 0.91 P<0.001) y cianosemáforo-OMS/cianosemáforo-CARU (Rho= 0.73 P=0.02); siendo la correlación entre cianosemáforo-CARU/cianosemáforo-criterio australiano también significativa pero con menor valor de correlación (Rho= 0.66 P<0.001). La regresión simple de ambos cianosemáforos (cianosemáforo-CARU y cianosemáforo-OMS) mostró ser estadísticamente significativa (F= 70.4 P< 0,001) explicando el cianosemáforo OMS el 53% de la variabilidad total del cianosemáforo obtenido por CARU.

DISCUSION

En el Embalse de Salto Grande, encontramos que fue el año 2012 el que registró mayores densidades de cianobacterias y clorofila-*a* por encima del segundo nivel de alerta establecido por la OMS (>100.000 cel/ml y 50 µg/L, respectivamente). Como ya se mencionó, este embalse presenta floraciones recurrentes de cianobacterias, siendo los géneros *Microcystis* y *Dolichospermum*, especialmente durante la temporada de verano, los más representativos (O'Farrell et al., 2012; Bordet et al., 2017). Una tendencia consistente con los patrones generales de floración de cianobacterias en todo el mundo, que se encuentran favorecidos por un alto tiempo de residencia del agua, altas temperaturas y alta disponibilidad de nutrientes (Paerl, 2017). En Salto Grande, la magnitud de las floraciones parece haber decrecido desde el año 2013 hasta el 2015. Al respecto, en Bordet et al. (2017), encontraron que algunas fluctuaciones hidroclimatológicas que afectan la temperatura, el nivel y flujo del agua en el embalse pueden afectar la presencia y distribución de floraciones de cianobacterias. Siendo que en Gangi et al. (2020) encontramos en un estudio de series temporales que el incremento de la temperatura y la disminución de la velocidad del agua favorecen la formación de los blooms de cianobacterias en el Embalse de Salto Grande.

Con respecto a las cianotoxinas, éstas se constituyen como un problema de calidad del agua creciente a nivel mundial cuya producción depende de una gran cantidad de factores ambientales (Boopathi y Ki, 2014). La evidencia obtenida en este trabajo no respalda la evidencia previa de que la concentración de cianotoxinas aumenta con la biomasa algal (Ibelings et al. 2014) probablemente debido a que la cantidad de datos disponibles de microcistinas medidas en relación con la densidad de cianobacterias registradas, no permitió establecer una correlación fidedigna entre ambas variables.

Frente al problema sanitario de las floraciones de cianobacterias en el embalse de Salto Grande, la aplicación del cianosemáforo aparece como una herramienta útil para gestionar el riesgo de exposición a cianobacterias en áreas recreativas. Este método considera, como ya se indicó previamente, cuatro variables de control que son la concentración de microcistinas, la densidad de cianobacterias, la concentración de clorofila-*a* y la presencia de cúmulos de cianobacterias en la superficie. Los resultados obtenidos sugieren que la concentración de cianobacterias por si sola, destaca como la variable de mayor importancia a considerar en la confección de un método para la evaluación de riesgo como es el cianosemáforo. Teniendo los demás criterios utilizados algunas dificultades que pueden hacer poco recomendable su utilización. En primer lugar, el criterio de presencia de cúmulos en superficie. Las cianobacterias pueden tener varias estrategias para capturar la luz y los nutrientes de la columna de agua mediante el uso de vesículas de gas. Dependiendo de varios aspectos como la identidad de la especie, la densidad, el tamaño de la colonia y las condiciones hidrodinámicas locales, las floraciones pueden o no percibirse visualmente formando cúmulos en la superficie (Hozumi et al., 2020). En Salto Grande, estos cúmulos en las zonas de playa donde se realizan los monitoreos pueden no ser siempre visibles siendo esto depende de una combinación de factores bióticos y abióticos, incluida la concentración de nutrientes, la temperatura, condiciones hidrodinámicas, depredación y flotabilidad de las especies que forman la floración (Wu et al. 2019).

En segundo lugar, la estimación de la concentración de clorofila-*a* como criterio. La producción de clorofila como mecanismo para convertir la energía solar en energía química se encuentra ampliamente extendido entre los organismos representados dentro del fitoplancton;

no siendo por lo tanto la clorofila-*a* un pigmento exclusivo de las cianobacterias. Además, la concentración intracelular de clorofila registrada en un determinado momento puede depender de varios factores, como la composición taxonómica del fitoplancton, las condiciones fisiológicas de los organismos que la llevan, la temperatura, las concentraciones de nutrientes y la intensidad lumínica (ej., Desortová, 1981; Riemann et al., 1989; Vörös y Padisák, 1991). Siendo existe evidencia además de los métodos espectrofotométricos sobrestiman la concentración de clorofila-*a* en valores mayores a 50 ug/L y a con altas concentraciones de nutrientes (ej., P > 2,6 µmol/L) (Rivera et al., 2005).

En tercer lugar, la identificación y detección de cianotoxinas puede ser costosa por lo que el uso de métodos semicuantitativos se ha extendido ampliamente (Gaget et al. 2017). Este tipo de método es indudablemente útil cuando se trata de cuerpos de agua destinados a la producción de agua potable, pero también para los usos recreativos siendo las cianotoxinas pueden ser ingeridas de forma intencional, o más frecuentemente de forma accidental. En aguas naturales, estudios previos muestran que la persistencia de las cianotoxinas cuando ha desaparecido la floración es variable y fuertemente dependiente de la concentración de materia orgánica. Estudios previos han reportado la permanencia de cianotoxinas entre 12 horas y 9 días, siendo la media entre 3 y 4 días, antes de que ocurra una degradación significativa (Antoniou et al., 2005). Nuestros resultados no mostraron una relación significativa entre el cianosemáforo y las microcistinas; siendo no obstante las concentraciones medias registradas en el embalse siempre mayores a 1 µg/L que es lo que la OMS recomienda como límite seguro para la producción de agua potable. Al respecto, la evidencia sugiere que en base a la información obtenida y los potenciales usos recreativo que tiene este embalse, resulta relevante como medida preventiva incluir de forma permanente el análisis de microcistinas y alertar sobre riesgo elevado cuando las concentraciones registradas sean mayores a 1 µg/L. De este modo, se contemplaría el riesgo por ingestión de agua con microcistinas utilizando el criterio de la OMS.

Todos estos resultados sugieren que, si bien la utilización del cianosemáforo se constituye como una alternativa viable para la evaluación del riego por exposición a cianobacterias, una simplificación de su uso, restringiendo el análisis a la concentración de cianobacterias en base a los niveles de alerta de la organización mundial de la salud, e incluir como parámetro de restricción la detección de concentraciones de microcistinas mayores 1 µg/L debería de ser suficiente para dar respuestas rápidas y fiables a la población que hace un uso recreativo de las playas de Salto Grande.

REFERENCIAS

Boopathi T, **Ki JS**. 2014. Impact of Environmental Factors on the Regulation of Cyanotoxin Production. Toxins (Basel) 6: 1951–1978.

Bordet F, **Fontanarrosa MS**, **O'Farrell I**. 2017. Influence of light and mixing regime on bloom-forming phytoplankton in a subtropical reservoir. River Research Applications 33:1315-1326.

Cobo F. 2015. Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. Limnetica 34: 247-268.

Depledge MH, **Fossi MC.** 1994. The role of biomarkers in environmental assessment. Ecotoxicology 3: 161-172.

Desortová B. 1981. Relationship between chlorophyll-a and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 66:153 – 169.

Drozd A, **de Tezanos PP**, **Fernandez V**, **Bazzalo M**, **Bordet F**, **Ibaniez G**. 2019. Hyperspectral remote sensing monitoring of cyanobacteria blooms from the Salto Grande reservoir: high and medium spatial resolution satellite algorithms simulation. Marine and Freshwater Research DOI: https://doi.org/10.1071/MF18429

Gaget V, **Lau M**, **Sendall B**, **Froscio S**, **Humpage AR**. 2017. Cyanotoxins: which detection technique for an optimum risk assessment? Water Research 118: 227-238.

Gangi D, **Plastani MS**, **Laprida C**, **Lami A**, **Dubois N**, **Bordet F**, **Gogorza C**, **Frau D**, **de Tezanos Pinto P**. 2020. Recent cyanobacteria abundance in a large sub-tropical reservoir inferred from analysis of sediment cores. Journal of Paleolimnology DOI: https://doi.org/10.1007/s10933-020-00110.

Hozumi A, **Ostrovsky I**, **Sukenik A**, **Gildor H**. 2019. Turbulence regulation of Microcystis surface scum formation and dispersion during a cyanobacteria bloom event. Inland Waters, DOI: 10.1080/20442041.2019.1637681.

Ibelings BW, **Backer LC**, **Kardinaal WEA**, **Chorus I**. 2014. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. Harmful Algae 40: 63–74.

Newcombe G. 2009. International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria. Global Water Research Coalition, United Kindom.

O'Farrell I, **Bordet F**, **Chaparro G**. 2012. Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: validation of dominant eco-strategies. Hydrobiologia 698: 175–190.

Paerl HW. 2017. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: management options and research needs. Journal of Plankton Research 39: 763–771.

Pitois S, **Jackson M**, **Wood B**. 2000. Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. International Journal of Environmental Health Research 10: 203-218.

Reynolds CS, **Jaworski GHM**. 1978. Enumeration of natural Microcystis populations. British Phycological Journal 13: 269-277.

Riemann B, **Simonsen P**, **Stensgaard J**. 1989. The carbon and chlorophyll content of phytoplankton from various nutrient regimes. Journal of Plankton Research 11: 1037-1045.

Rivera C, **Zapata A**, **Pinilla G**, **Donato J**, **Chaparro B**, **Jiménez P**. 2005. Comparación de la estimación de la clorofila-a mediante los métodos espectrofotométrico y fluorométrico. Acta Biológica Colombiana 10: 95-103.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: methodik. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1–38.

Vörös L, **Padisák J**. 1991. Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. Hydrobiologia 215: 111-119.

Antoniou MG, **de la Cruz AA**, **Dyonisiou DD**. 2005. Cyanotoxins: New Generation of Water Contaminants. Journal of Environmental Engineering 131: 1239-1243.

Wiegand C, **Pflugmacher S.** 2005. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. Toxicology and Apply Pharmacology 203: 201e218.

Wu X, **Noss C**, **Liu L**, **Lorke A**. 2019. Effects of small-scale turbulence at the air-water interface on microcystis surface scum formation. Water Research 167: 115091

ANÁLISIS SATELITAL 1970-2020 DE LA EVOLUCIÓN DE LA URBANIZACIÓN EN LA CUENCA DEL EMBALSE SAN ROQUE, CÓRDOBA, ARGENTINA

Castellano-Francucci, D[1,2]; García-Ferreyra, M. F. [2,3]; Germanier, A[1]; Luccini, E. A.[4,5]; Ravera-Testagrossa, M[1].

[1] Ceprocor, Ministerio de Ciencia y Tecnología – Gobierno de Córdoba.
[2] Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich (UNC-CONAE).
[3] Comisión Nacional de Actividades Espaciales.
[4] CONICET - Centro de Excelencia en Productos y Procesos de Córdoba, Argentina.
[5] Facultad de Química e Ingeniería del Rosario, Pontificia Universidad Católica Argentina.
Correo: dcstlln@gmail.com

RESUMEN

Durante los últimos cincuenta años, la cuenca del embalse San Roque en la Provincia de Córdoba, Argentina, se ha visto sometida a distintas intervenciones de origen humano. Una de las más notorias es el avance de la urbanización, que está asociada a la liberación y transporte de sedimentos, y a la descarga de contaminantes, fenómenos que pueden impactar sobre la calidad del agua del reservorio. En este trabajo se lleva a cabo un análisis satelital temporal y espacial del crecimiento de las áreas urbanas en el período comprendido entre 1972 y 2020. En el mismo se utilizaron escenas multiespectrales, de resolución espacial media, adquiridas por los satélites Landsat 1 a 5 y 8. Se desarrolló una metodología de pre-tratamiento para integrar imágenes de distintos sensores, con diferentes resoluciones espaciales, espectrales y radiométricas; y se determinaron las superficies de interés mediante clasificación de uso y cobertura de suelo,. Se implementaron algoritmos computacionales para el procesamiento y segmentación de datos, que posibilitaron construir la serie témporo-espacial de la superficie edificada y huella urbana en la cuenca hidrográfica. Adicionalmente, se analizó la relación existente entre la cantidad de habitantes y el área ocupada. Los resultados obtenidos mostraron un crecimiento constante de la superficie edificada durante el período analizado, que alcanza el 650%. Al mismo tiempo, se aprecia un descenso en la eficiencia del uso del suelo, medido en términos de la densidad de habitantes en la superficie edificada.

Palabras claves: cuenca hidrográfica, superficie edificada, serie espacio-temporal, teledetección, densidad poblacional.

ABSTRACT

In the last fifty years, the San Roque reservoir basin has been subjected to different anthropogenic interventions. One of the most notorious is the advance of urbanization, which is associated with the mobilization and transport of sediments, and the discharge of polluting liquids, two phenomena that can impact the quality of the water reservoir. Despite the existence of population data, obtained by national censuses; and built-up surface data from present days; no synoptic analysis on the evolution of the urbanizations in the basin was found. For this reason, a temporal and spatial analysis of the growth of urban areas was carried out, in the period between 1972 and 2020. Multispectral scenes, of medium spatial resolution, acquired by the Landsat 1 to 5 and 8 satellite platforms were used. An image conditioning methodology was developed to integrate scenes from different sensors and

different spatial, spectral and radiometric resolutions data; in addition, the extraction of the areas of interest was accomplished by classification of land use and land cover techniquess. Computational algorithms were implemented for data processing and segmentation, which made possible the construction of the spatio-temporal series of the built-up surface and urban footprint within the hydrographic basin. Additionally, the relationship between the number of inhabitants and the occupied space was analyzed. The obtained results showed a constant growth in the urbanized areas in the analyzed period, reaching 650%. At the same time, a decrease in the efficiency of the land use was observed, measured in terms of the density of inhabitants in the built-up area.

Keywords: watershed, built-up area, spatio-temporal series, remote sensing, population density.

INTRODUCCIÓN

El embalse San Roque es un reservorio artificial ubicado al sur-este del departamento Punilla, en la Provincia de Córdoba, cuya principal función es proveer agua potable a la ciudad de Córdoba; también se ha convertido en un importante atractivo turístico. En la superficie de su cuenca, y especialmente en los alrededores del propio embalse, se produjo en las últimas décadas un notable aumento de las edificaciones, impulsado por cambios en la dinámica poblacional entre las grandes ciudades y las llamadas localidades satélite, y el atractivo de las actividades económicas derivadas del turismo. El crecimiento demográfico y el desarrollo urbano se han convertido en un elemento de cambio ambiental global; de hecho, son motivo de estudio a nivel mundial desde hace décadas. Las urbanizaciones ocupan cada vez más espacios (Aruj, 2008) cambiando el uso de la tierra y presionando por una mayor cantidad de recursos, tales como agua, minerales y energía. La contaminación asociada a la actividad urbana abarca suelo, agua y aire, causando un rápido deterioro en las fuentes naturales. El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) de las Naciones Unidas, predice que los recursos hídricos se verán afectados principalmente por la urbanización y el cambio climático, en ese orden (Bulege, 2013). El primero, juega un papel cada vez más importante en el flujo de materiales y las transformaciones de terreno (Bonachea, 2010), ya que los materiales impermeables reemplazan la cobertura natural del suelo recolectando agua de precipitaciones, la que, al no ser absorbida en el lugar, genera un aumento de caudal en el punto de descarga y, por arrastre, un aumento del transporte fluvial de partículas (Valdiviezo, 2018; Xu, 2010). Estudios recientes informan que las actividades humanas incrementaron el transporte fluvial global de sedimentos (Syvitski, 2013) y al mismo tiempo redujeron el flujo hacia los océanos, a través de su retención en reservorios. La movilización de rocas y de materiales no consolidados de origen antrópico podría ser de uno o dos órdenes de magnitud mayores que la denudación o transporte por procesos naturales, y las áreas disturbadas por excavación o acumulación contribuyen significativamente a la generación de sedimentos (Rivas,2006). Tanto el aporte de sedimentos como el volcamiento de aguas residuales, tratadas o sin tratar, de las poblaciones presentes en las riveras y cuencas de drenaje (Nyenje, 2010; Bayne, 1990) reducen la capacidad de almacenamiento del embalse y afectan la calidad de sus aguas debido al fenómeno de eutrofización. Uno de los efectos más notorios y cada vez más frecuentes sobre el embalse San Roque, son los afloramientos algales(German, 2014). El relevamiento batimétrico llevado a cabo en 2016 por el proyecto de Ceprocor-Aguas Cordobesas, *“Lago San Roque: Diseño y ejecución de Plan de Contingencia para controlar parámetros de potabilización del agua de consumo humano y estudios destinados a la remediación ambiental del lago y su cuenca”,* evidencia un aumento en la tasa de retención de sedimentos en los últimos años. Los valores de esta tasa, correspondiente al período 1976-2016, son 23% mayores que la medida en el período

comprendido entre 1929 y 1976. Este aumento podría estar relacionado con los fenómenos de movilización de material asociados al incremento de las urbanizaciones.

A pesar del potencial efecto sobre la calidad del agua del reservorio, aún no hay antecedentes en toda la extensión de su cuenca hidrográfica de un análisis de la evolución de la urbanización; de los espacios ocupados por ésta; de las relaciones entre los espacios edificados y la huella urbana (espacio total afectado por la urbanización, constituido por edificaciones y espacios verdes colindantes exteriores e interiores), o de las relaciones entre estas características y el número de habitantes en los últimos años. Con el fin de abordar estas temáticas, se utilizaron datos satelitales históricos disponibles, y el desarrollo de técnicas de procesamiento digital de imágenes y clasificación de cobertura y uso de suelo. La misión satelital Landsat proporciona un intervalo de datos desde 1972 a 2020.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La zona de estudio es la cuenca hidrográfica del embalse San Roque (figura 1), una superficie de 1.750 km^2 aproximadamente emplazada en las Sierras de Córdoba, Argentina. Se ubica entre los 30º58’ y 31º37’ de latitud Sur, y entre los 64º24’ y 64º52’ de longitud Oeste, delimitada al este por las Sierras Chicas, al oeste por el Valle del Quilpo y las Sierras Grandes, limitando al sur hasta el Valle de los Reartes y extendiéndose al norte hasta la ciudad de La Cumbre (Carignano, 2014). Esta región conforma la cuenca alta del río Primero. Los principales cursos de agua que aportan a dicho embalse lo constituyen el río Cosquín al norte, río San Antonio al sur, y río Chorrillos y arroyo Las Mojarras al oeste. Entre las poblaciones de la subcuenca del río Cosquín se cuenta a Bialet Massé, Santa María de Punilla, Cosquín, Molinari, Casa Grande, Valle Hermoso, La Falda, Huerta Grande, Villa Giardino y La Cumbre. En la subcuenca del San Antonio encontramos a Villa Carlos Paz, Villa Independencia, San Antonio de Arredondo, Villa Icho Cruz y Cuesta Blanca. Al oeste en la subcuenca de los río Chorrillos y arroyo Las Mojarras se emplazan Villa Parque Síquiman, Tanti, El Durazno, Cabalango y Villa Flor Serrana (Ugarte, 2007). Al este del embalse se emplaza la comuna San Roque, que sin poseer cursos de agua importantes, toma relevancia por su cercanía al cuerpo de agua y crecimiento poblacional en la última década.

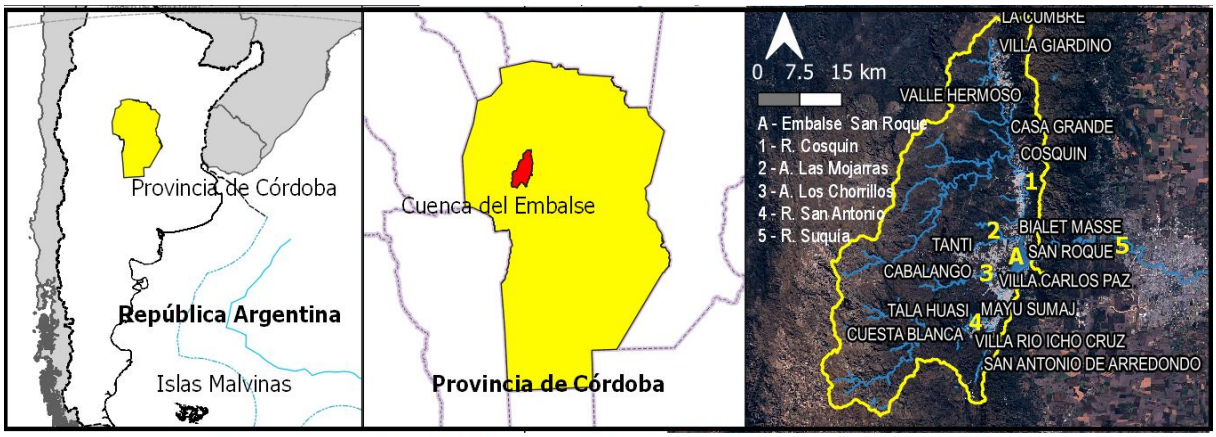


Figura 1: Localización geográfica del área de estudio. Cuenca hidrográfica del embalse San Roque, principales cursos de agua y localidades (2020).

El suelo en la zona exhibe bloques consolidados de rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias, y sedimentos sin consolidar expuestos en mayor o menor medida según la cobertura vegetal local. La meteorología se ve fuertemente controlada por el relieve montañoso; a temperatura media anual es de 17º C y posee una amplitud térmica de 13º C.

Las precipitaciones varían de 700 a 550 mm anuales de este a oeste con una distribución estacional de tipo monzónico principalmente en los meses de octubre a marzo (Sánchez, 2013). La diversidad de la vegetación dificultó la obtención de clasificaciones satelitales precisas de la cobertura, dado que los bloques graníticos expuestos tienden a confundirse con superficies edificadas, efecto que se acentúa en las imágenes de los primeros años.

Fuentes de datos espaciales

Se utilizaron datos extraídos del modelo digital de elevación (MDE) MDEar, un producto aerofotogramétrico publicado por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) (www.ign.gob.ar, 2019), con una resolución espacial de 5 m y una precisión vertical submétrica.

Para realizar los análisis de coberturas de suelo se utilizaron escenas de los satélites Landsat 1-5 y 8, colección Nivel-1TP (www.usgs.gov, 2019). Los datos utilizados abarcaron resoluciones espaciales variables de entre 60 a 30 m de píxel, de 4 a 11 bandas espectrales, y de 127 a 65535 tonos de resolución radiométrica. Las bandas utilizadas incluyeron las correspondientes al intervalo óptico y térmico del espectro. El sensor *Mass Spectrometer Sensor* (MSS) a bordo de los Landsat 1 a 5 realizaba sus observaciones a 4 bandas ópticas, correspondientes al verde (V), rojo (R), infrarrojo cercano (NIR) 1 y 2. El sensor *Thematic Mapper* (TM) de Landsat 5, adquiría 6 bandas ópticas y 1 térmica correspondientes al azul (A), V, R, NIR, infrarrojo de onda corta (SWIR) 1 y 2, e infrarrojo térmico (TIR). El sensor *OLI-TIRS*, de Landsat 8 (L8) opera con 11 bandas, correspondientes a aerosoles costeros (Co), A, V, R, NIR, SWIR 1 y 2, pancromática, cirrus y TIR 1 y 2.

Para la validación y el cálculo de exactitud de clasificación se utilizó la plataforma *Google Earth* (GE) que provee acceso a un archivo temporal compuesto por imágenes satelitales y aéreas, batimetría oceánica y otros datos geográficos, integrados con una resolución espacial aproximada de 2,5 m, y una precisión media global informada de 23 m (Potere, 2008). Ésta se utilizó como fuente de control y validación, y para el cálculo de exactitud de clasificación.

Datos poblacionales

Para los análisis poblacionales de la cuenca, se utilizaron datos provenientes de distintos censos de población, familias, hogares y vivienda llevados a cabo por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina. También se analizaron datos publicados porla Dirección de Estadísticas Socio-demográficas de la Provincia de Córdoba, y centros de investigación universitarios (www.indec.gob.ar, 1971, 1995, 2007, 2012; Observatorio integral de la Región, 2013; www.cba.gov.ar, 2012).

Obtención de superficies urbanas

La extracción de las superficies urbanas siguió las siguientes etapas: 1) recorte al área de interés; 2) apilado espectral 3) calibración; 4) corrección atmosférica; 5) corrección de sombreado topográfico; 6) generación de vector de espectro extendido; 7) clasificación de máxima verosimilitud; 8) compilación de resultados, y 9) segmentación de elementos urbanos.

Esta metodología tiene la finalidad de producir mapas temáticos confiables de distintas clases para la determinación de elementos urbanos. Las clases temáticas definidas son: a) urbanizado (cU, superficies edificadas, terrenos baldíos, caminos pavimentados y no pavimentados); b) vegetación (cV, cobertura vegetal); c) suelo desnudo rocoso (cS); y d) agua (cA, cuerpos de agua, ríos y arroyos profundos). Estas clases se caracterizaron espectralmente; además se analizó su separabilidad mediante la distancia Jefries Matsushita (dJM) (Jensen, 1996). Se obtuvo pobre separabilidad para la clase cU respecto de cS y cV en escenas del sensor MSS. Debido a que la separabilidad espectral afecta la confiabilidad del mapa temático, se mejoraron ambas utilizando un vector espectral extendido derivado de las bandas espectrales originales.

Pre-procesamiento de las escenas

El pre-procesamiento de las escenas abarcó las etapas 1-5. Se recortaron a la extensión de la cuenca e incluyeron todas las bandas disponibles, a excepción de la pancromática y cirrus de Landsat-8. Estas se apilaron en una matriz espectral tridimensional, es decir que se consideran la posición y los valores espectrales. Las bandas ópticas se calibraron en base a la reflectancia de superficie, y los efectos atmosféricos se corrigieron por medio del método de sustracción de objeto negro (DOS) (Chavez, 1988). Finalmente se aplicó la corrección de sombreado topográfico por el método Sol-follaje-sensor (Soenen, 2005) utilizando un modelo de iluminación (IL), generado a partir del MDE y los metadatos de las escenas. Las bandas térmicas se calibraron a temperatura de brillo.

Generación de vector de espectro extendido

Con el fin de incrementar la separabilidad espectral y la veracidad de los resultados de la clasificación, se derivó un vector espectral extendido a partir de la matriz espectral original. Este vector se construyó incorporando nuevas bandas obtenidas a partir de la combinación de las originales. El vector finalmente se construyó a partir de tres factores: actor A: compuesto por las bandas espectrales originales; factor B: combinación de las bandas originales entre sí para formar índices de diferencia normalizada (Triani G., 2014) (ver e.1), y factor C: índices no normalizados a partir de las bandas originales, relacionados a la respuesta espectral del suelo y la vegetación (índice de vegetación ajustado por suelo (SAVI), el índice SAVI modificado (MSAVI), la relación de bandas de área construida (BRBA) y el índice de vegetación no lineal (GEMI)) (ver e.2-5).

$$IDN = \frac{B_i - B_j}{B_i + B_j}; donde\ B = banda\ espectral, i\ y\ j = número\ de\ bandas; \forall\ i \neq j \qquad \text{(e.1)}$$

$$\text{SAVI} = \frac{NIR - R}{(NIR + R + 0{,}5) * 1{,}5} \qquad \text{(e.2)}$$

$$MSAVI = \frac{(2*NIR + 1 - \sqrt{(2*NIR+1)^2 - 8*(NIR - R)}}{2} \qquad \text{(e.3)}$$

$$BRBA = \frac{R}{NIR} \qquad \text{(e.4)}$$

$$GEMI = (X * 1 - 0{,}25 * X) - \frac{R - 0{,}125}{1 - R};\ con\ X = \frac{2*(R^2 - NIR^2) + 1{,}5*NIR + 0{,}5*R}{R + NIR + 0{,}5} \qquad \text{(e.5)}$$

Para determinar cuántos factores incluir en la matriz final de clasificación, se empleó un diseño factorial de 2 niveles y tres factores, utilizando como métrica dJM. La prueba indicó que los mejores resultados se obtenían al incluir todos los factores. Para el sensor MSS esto generó una matriz de clasificación de 14 bandas, 32 bandas para TM y 49 para OLI-TIRS. La dJM ascendió para el par con menor separabilidad (MSS: cU vs cS) desde el valor 1,01 a 1,94 (un valor de 2,00 indica separabilidad espectral completa). Con

estas combinaciones apiladas se constituyó la matriz de clasificación final o vector espectral extendido.

Clasificación zonificada con máxima verosimilitud y compilación de datos

La clasificación final se estratificó por zonas, utilizando el algoritmo de máxima verosimilitud (Richards, 1999) con umbrales de probabilidad para la asignación de clases diferenciados por regiones. La región urbana incluye todas las edificaciones presentes en el 2020 dentro de la cuenca. La región rural es el negativo binario de la región urbana, excluyendo también cuerpos de agua, rutas principales, pero incluyendo cursos de agua. Posteriormente, se clasificaron cU, cV, cS y cA. La evaluación de confiabilidad del producto final se realizó por muestreo estratificado, contra imágenes GE para los tres sensores. Los productos obtenidos del sensor MSS también se contrastaron contra los del sensor TM, utilizando dos escenas adquiridas al mismo tiempo por Landsat 5. Como métrica se utilizó la confiabilidad al azar (P_G) y el índice kappa, calculados a partir de las matrices de confusión correspondientes. Llamando *i* y *j* a las filas y columnas de la matriz;, p_{ij} representa los puntos de la clase I clasificados como de la clase J, la confiabilidad general y kappa (Mas, 2003) se calculan como:

$$P_G = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{n} p_{ii}, \text{donde } n \text{ es el número de clases, y } N \text{ el número total de puntos} \qquad \text{(e.6)}$$

$$k = \frac{P_G - P_M}{1 - P_M}, \text{donde } P_M = \sum_{i=1}^{n}\left(\frac{1}{N_i}\sum_{i}^{n} p_i * \frac{1}{N_j}\sum_{j}^{n} p_j\right) \qquad \text{(e.7)}$$

Donde N_i y N_j son el número de elementos totales de la fila *i* y la columna *j*. Mientras la confiabilidad general evalúa el porcentaje de acierto general, kappa penaliza el acierto debido al azar. Ambos parámetros varían de cero a uno, siendo uno equivalente a poseer el 100 % de aciertos. Los resultados se aprecian en la tabla T1:

Tabla T1. Veracidad de las clasificaciones. Extracción de superficies urbanas
Cuenca hidrográfica del San Roque. Período 1972-2020.

Sensor-año	**MSS-1988**	**MSS-1988**	**TM-2005**	**OLI-TIRS-2019**
Método evaluación	Comparación contra TM	Muestreo estratificado	Muestreo estratificado	Muestreo estratificado
P_G	0,98	0,90	0,93	0,94
k	0,66	0,79	0,86	0,87

Segmentación urbana

Los píxeles edificados y no edificados se utilizaron para obtener la huella urbana utilizando segmentación e integración de los elementos del paisaje urbano. Estos elementos son los píxeles “edificados”, representados por la clase cU; y los espacios abiertos, integrados por píxeles “no edificados urbanos” de la clase cV y cS que se encuentran a una distancia menor de 100 m de los edificados y/o que han sido rodeados por ellos (Shlomo, 2010). La suma de estos píxeles urbanos conforma la huella urbana o paisaje urbano. También se calculó la relación de huella urbana como la razón entre la superficie ocupada por ésta y la superficie edificada, una medida del grado de compactación o fragmentación urbana. Los resultados de la segmentación se evaluaron entre sensores de distinta resolución espacial, analizando su coherencia y comparabilidad. Esto se realizó por comparación de áreas totales entre dos escenas de la misma fecha adquiridas por el sensor MSS y TM en diciembre de 1988. Los resultados de la prueba indicaron una diferencia promedio para los valores de superficie edificada y huella urbana de 3,8 y 4,2 % respectivamente.

Softwares empleados

El procesamiento de datos se realizó utilizando programas de terceros como desarrollos propios. Para la clasificación de los píxeles, composición y presentación de imágenes se utilizaron *Envi* (www.harrisgeospatial.com, 2015) y *QGis* (qgis.org, 2019). Se construyeron varios algoritmos para la manipulación de imágenes Geotiff, en los que fue posible la extracción de bandas, operación de datos y bandas, obtención de estadística, generación y exportación de gráficos, reasignación de valores, manipulación de imágenes a través de operaciones morfológicas, y otras funciones. Los algoritmos fueron programados en *Python* (www.python.org, 2010) y *Lazarus* (www.lazarus-ide.org, 2018), ambos entornos de desarrollo libres. Para la obtención y manipulación de imágenes de alta resolución se utilizó Google Earth Pro (www.google.com, 2018). Las operaciones geomorfológicas sobre el MDE, y obtención de superficie de cuenca y redes de drenaje se realizaron con *SAGA* (www.geosci-model-dev.net, 2015).

RESULTADOS

Se analizaron 11 escenas correspondientes a distintas fechas y sensores; seleccionadas cada 5 $\pm$ 2 años. La figura 2 muestra los mapas temáticos de superficie edificada y huella urbana total, obtenidos para los años 1972, 1995, 2020. Las figura 3 y 4 incluyen las gráficas de evolución en término de áreas, y la relación de huella urbana.

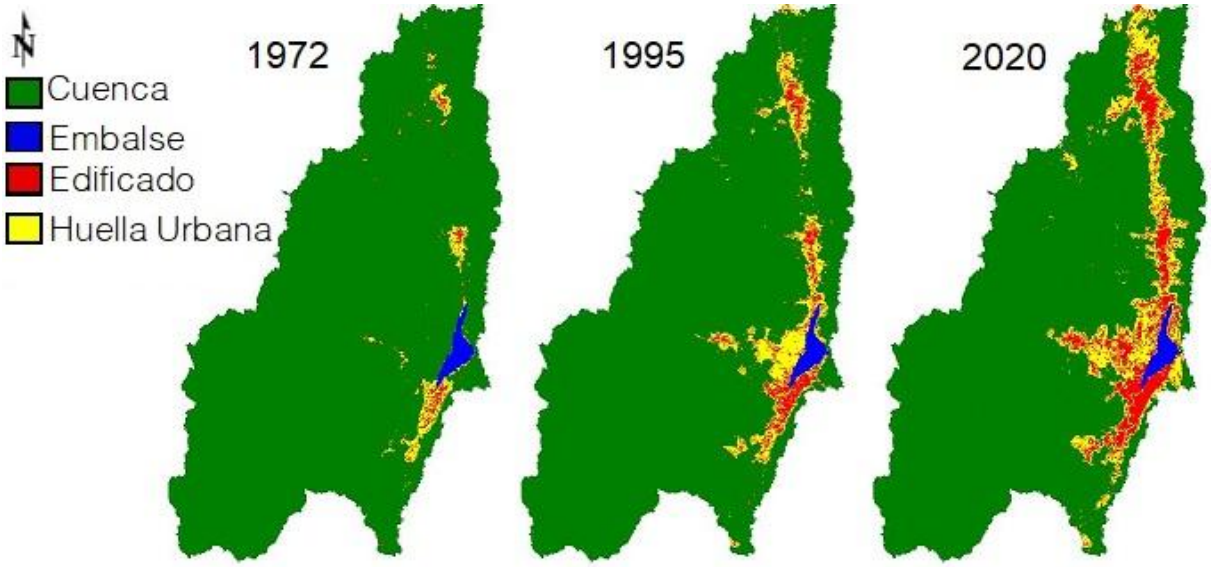


Figura 2: Evolución de la urbanización en la cuenca del embalse San Roque.

Superficie edificada y huella urbana en relación al número de habitantes

A partir de los censos nacionales se obtuvo el número de habitantes para las poblaciones de la cuenca. Las localidades relevadas incluyeron: Bialet Massé, Cabalango, Casa Grande, Cosquín, Cuesta Blanca, Estancia Vieja, Huerta Grande, La Falda, Las Jarillas, Mayu Sumaj, San Antonio de Arredondo, San Roque, Santa María de Punilla, Tala Huasi, Tanti, Valle Hermoso, Villa Carlos Paz, Villa Flor Serrana, Villa Giardino, Villa Lago Azul, Villa Parque Siquimán, Villa Río Icho Cruz, Villa San José y Villa Santa Cruz del Lago.

No se incluyó La Cumbre porque dos tercios de su radio urbano se encuentran fuera de los límites de la cuenca. Se utilizó interpolación lineal entre puntos, y extrapolación lineal, para estimar la población correspondiente a las escenas analizadas. La tabla T2, y las figuras 2 y 3, muestran los resultados obtenidos.

Tabla T2: Superficies, densidad de habitantes y relación de huella urbana. Cuenca hidrográfica del embalse San Roque. Datos generados a partir del procesamiento de escenas satelitales de las plataformas Landsat. Período analidado: 1972-2020

	km^2	km^2	hab/km^2	hab/km^2	hab/km^2	-		km^2	km^2	hab/km^2	hab/km^2	hab/km^2	-
Fecha	**Sed**	**HU**	**dC**	**dSEd**	**dHU**	**rHU**	**Fecha**	**Sed**	**HU**	**dC**	**dSEd**	**dHU**	**rHU**
1972-09	14,2	42,9	37	4.285	1.418	3,0	**2000-07**	57,8	160,5	80	2.283	822	2,8
1976-11	25,7	72,1	42	2.719	968	2,8	**2005-01**	71,7	198,9	87	2.008	724	2,8
1981-03	31,3	98,8	49	2.555	810	3,2	**2010-10**	78,5	196,6	97	2.028	810	2,5
1984-11	43,3	105,9	54	2.041	835	2,4	**2014-10**	96,0	230,4	101	1.739	725	2,4
1988-12	48,5	139,0	59	2.011	701	2,9	**2020-02**	107,0	241,4	109	1.677	747	2,3
1995-12	48,2	134,4	71	2.439	874	2,8							

Sed: edificado; HU: huella urbana; dC: densidad habitantes (dh) en la cuenca; dSed: dh superficie edificada; dHU: dh huella urbana; rHU: relación de huella urbana.

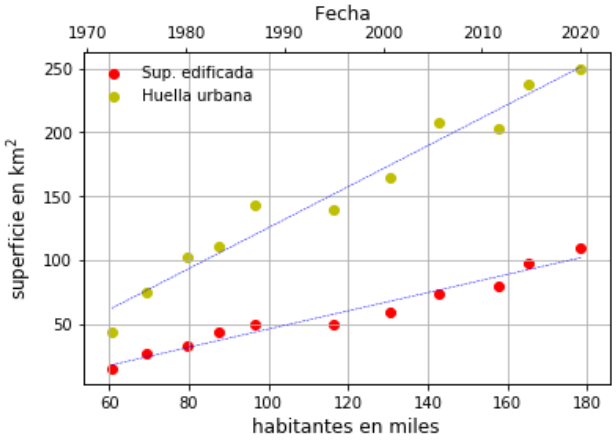


Fig: 3: Evolución de las superficies edificadas y la huella urbana en función de la fecha y el número de habitantes. Obtenidos a partir de escenas satelitales de las plataformas Landsat para la cuenca del San Roque

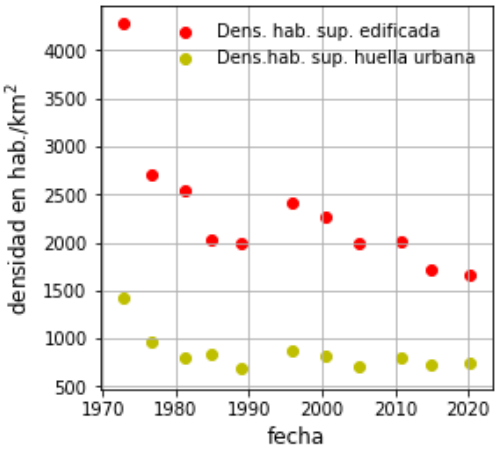


Fig: 4: densidad de habitantes en las superficies urbanizadas de la cuenca hidrográfica del San Roque. Intervalo de estudio: 1972-2020

La metodología de pre-procesamiento de las escenas y la clasificación de coberturas posibilitó obtener un mapa temático con la calidad requerida para el posterior proceso de segmentación; incluso en una zona que presenta dificultades espectrales (poca separabilidad entre clases) como es la de estudio. El resultado de la segmentación urbana, mostró ser muy dependiente de la calidad en la determinación de superficies edificadas, ya que el mismo es una función de la densidad de estas superficies y su posición relativa de las mismas en el espacio. Las superficies edificadas en el período analizado se incrementaron a un ritmo medio de 1,83 km^2/año, alcanzando un 657 % en el 2020; y el espacio afectado por ellas (huella urbana) a 4,12 km^2/año, con un 463 % de crecimiento total. Esto implica que, en ausencia de políticas de protección ambiental, puede generar una presión antrópica significativa sobre el cuerpo lacustre que favorezca las explosiones algares que ocurren con mayor frecuencia cada verano y el aumento de sedimentos que se observan en los sucesivos estudios batimétricos. La densidad de habitantes en la cuenca ha aumentado constantemente, mientras que en relación a la superficie edificada se ha reducido 2,6 veces indicando una posible reducción en la eficiencia habitacional desde el punto de vista del área ocupada. El área edificada ascendió de 234 a 602 m^2/hab. La densidad de población en la huella urbana se mantuvo relativamente constante desde 1980: alrededor de 795 hab/km^2 o 1260 m^2/hab. Por último, la evolución de la relación de huella urbana, indica que los espacios edificados tienden a ser más compactos en relación a los espacios verdes, habiéndose reducido el valor del indicador en un 20 % desde 1972.

Esta metodología podría ser utilizada en otros cuerpos de agua del territorio provincial y nacional. A futuro se pretende continuar el análisis con una frecuencia anual, utilizando las imágenes publicadas Landsat 8 y Landsat 9 (su lanzamiento está programado para 2021, según el Servicio Geológico de Estados Unidos de Norteamérica), para seguir evaluando la dinámica poblacional de esta cuenca y los procesos asociados a ella, mediante otros estudios anexos.

REFERENCIAS

Anaconda Inc., 2018. Anaconda v. 5.3.1, en línea: https://www.anaconda.com.

Aruj R. S., 2008. *Causas, consecuencias, efectos e impacto de las migraciones en Latinoamérica.* Papeles de población (14), p 95-116.

Bayne D.R., Seesock W.C., Webber C.E., McGuire J.A., 1990. *Cultural eutrophication of west point lake — a 10-year study.* Hydrobiologia (199), p 143–156.

Bonachea et al, 2010. Natural and human forcing in recent geomorphic change; case studies in the Rio de La Plata basin. The Science of the total environment (408), p 2674–2695.

Bulege W., 2013. *Crecimiento demográfico y cambio climático*. Apuntes de Ciencia y Sociedad (03), p 4-5.

Carignano C. Kröhling D., Degiovanni, S. y Cioccale, M., 2014. *Geomorfología de la Provincia de Córdoba (Argentina).* Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba, (1), p 747-822.

Chavez P., 1988. *An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data*. Remote Sensing of Environment (24), p 459–479.

Department of the Interior U.S. Geological Survey, 2019. *Landsat collection 1 level, product definition*. USGS Earth Resources Observation and Science Center, en línea: https://www.usgs.gov/media/files/landsat-collection-1-level-1-product-definition.

IGN, Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina, 2019. *Mde-ar, modelo digital de elevaciones de la argentina*, en línea: https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/Geodesia/ModeloDigitalElevaciones/Introduccion.

INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 1971. Censo *nacional de población, familias y viviendas de 1970*. en línea: https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-136.

INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 1995. *Censo nacional de población y vivienda 1991. Resultados definitivos por localidad censos 1991 y 1980. Serie Gno1*, en línea: https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-136.

INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2007. *Censo nacional de población y vivienda 1991 y censo nacional de población, hogares y viviendas 2001, cuadro 12.1. Provincia de Córdoba según localidad. Población censada en 1991 y población por sexo en 2001*, en línea: https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-136

Jensen, J.R., 1996. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*, 2nd ed.; Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, USA.

Lazarus and Free Pascal Team, 2018. Lazarus IDE v. 1.8.4, en línea: https://www.lazarus-ide.org.

Mas J. P., 2003*. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión*. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM (51), p. 53-72

Nyenje P., Foppen J., Uhlenbrook S., Kulabako R. y Muwanga A., 2010. *Eutrophication and nu-trient release in urban areas of sub-saharan africa — a review*. Science of The Total Environment, (408), p. 447– 455.

OIR (Observatorio Integral de la Región. Investigaciones y Estudios Estadísticos del Centro del País), 2013. *Censo nacional de población, hogares y viviendas 2010 – INDEC. resultados definitivos de población para la provincia y el Dpto. Gneral San Martín, en línea: http://oir.unvm.edu.ar/tbj-realizados/estad-soc/censos-provinciales-y-nacionales/*

Raybaut, P., 2018. *Spyder IDE v. 3.2.8*, en línea: https://www.spyder-ide.org.

Potere D., 2008. Horizontal *positional accuracy of google earth's high-resolution imagery archive*. Sensors (8), p 7973–7981.

Python Software Foundation, 2010. *Python v. 2.7*, en línea: http://www.python.org.

QGIS.org, 2019. *QGIS Geographic Information System.* Open Source Geospatial Foundation Project. v3.4.2-Madeira, en línea: http://qgis.org.

Richards J.A. y Richards J., 1999. *Remote sensing digital image analysis* (3). Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Rivas V., Cendrero A., Hurtado M., Cabral M., Giménez J., Forte L., del Río L., Cantú M. y Becker A., 2006. *Geomorphic consequences of urban development and mining activities; an analysis of study areas in spain and argentina*. Geomorphology, (73), p 185 – 206.

Sánchez, C. y Barberis, N. A., 2013. Caracterización del territorio centro de la Provincia de Córdoba. Estación Experimental Agropecuaria Manfredi. Ediciones INTA.

Shlomo A., Parent J. y Civco D.L., 2012. *The fragmentation of urban landscapes: global evidence of a key attribute of the spatial structure of cities, 1990–2000*. Environment and Urbanization (24), p 249-283.

Soenen S., Peddle D. y Coburn C., 2005. *Topographic correction in forested terrain using sun-canopy-sensor geometry and canopy reflectance models.* Proceedings of the 26th Canadian Symposium on Remote Sensing, p. 155–165.

Syvitski J. P. M., Vörösmarty C. J., Kettner A. J. y Green P., 2005*. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean*. Science (308), 0000p. 376–380.

Trianni G. y Angiuli E., 2014. *Urban mapping in landsat images based on normalized difference spectral vector*. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters (11), p 661 – 665.

Ugarte, R.M. et al, 2007. *Amenaza por crecientes repentinas en la Comuna de Cuesta Blanca, Provincia de Córdoba*. Morfología de Ríos y Procesos Fluviales, p 87-89.

Valdiviezo J. C., Téllez-Quiñones A., Salazar-Garibay A. y López-Caloca A. A., 2018*. Built-up index methods and their applications for urban extraction from Sentinel 2a satellite data discussion*. Journal of the Optical Society of America (35), p 35–44.

TELEDETECCIÓN APLICADA AL MONITOREO DE DINÁMICAS FITOPLANCTÓNICAS DEL EMBALSE SALTO GRANDE

Drozd A.A.; Bordet F

1. Área de Gestión Ambiental, Gerencia de Ingeniería y Planeamiento, Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTM), Concordia, Argentina
Email: andreadrozd@yahoo.com.ar

Resumen

En los últimos 200 años las floraciones de algas nocivas han aumentado a nivel mundial. El embalse Salto Grande no es la excepción. Este embalse es una de las principales fuentes de energía eléctrica para Argentina y Uruguay sirviendo también como fuente de agua potable, área de recreación, navegación y riego a las zonas aledañas. Por este motivo, el monitoreo continuo de la calidad de sus aguas, y de la dinámica de floraciones son indispensables. En la actualidad, una nueva herramienta se integra al monitoreo *in-situ*: la teledetección. En el presente trabajo se exponen los alcances obtenidos a través de datos satelitales en el monitoreo de las aguas de dicho embalse. Los sistemas satelitales utilizados fueron Sentinel-2, Landsat 7 y 8, debido principalmente a su resolución espacial. Se identificaron los componentes predominantes a partir de árboles de clasificación y se estimaron distintas variables: la concentración de clorofila *a*, densidad de cianobacterias, sólidos suspendidos totales y temperatura superficial del agua. La concentración de clorofila *a* y densidad de cianobacterias se comparó, semana a semana, mes a mes y año a año. A su vez, se estimó la anomalía estandarizada de concentración de clorofila *a* en función del registro histórico obtenido satelitalmente. Por último, dicha información también fue integrada con datos satelitales climáticos a fin de desarrollar un índice climático predictivo. Algunas de las ventajas fueron: la capacidad sinóptica de observación y análisis del cuerpo de agua a bajo costo y con una frecuencia alta de revisita; la posibilidad de cuantificar la extensión, frecuencia, magnitud y composición predominante de una floración algal y la posibilidad de analizar trayectorias de cambio espacio-temporales. La integración de un monitoreo satelital con datos *in-situ* resulta clave para la comprensión de las dinámicas algales como para la efectiva gestión del territorio

Floraciones Algales Nocivas; Sensores Remotos; Calidad del agua; Argentina

Abstract

In the last 200 years, harmful algae blooms have increased globally. Salto Grande reservoir is not an exception. This reservoir is one of the main sources of electricity for Argentina and Uruguay also serving as a source of drinking water, recreation area, navigation and irrigation to the surrounding areas, so continuous monitoring of the quality of its waters, and bloom dynamics are essential. Currently, a new tool is becoming useful on water monitoring: remote sensing. This work sets out the scope obtained through satellite data in the monitoring of the waters of that reservoir. Sentinel-2, Landsat 7 and 8 were the selected satellite systems mainly because of their spatial resolution. The predominant components of the water were identified by classification decision trees, and different variables were estimated: chlorophyll a concentration, cyanobacteria density, total suspended matter, and surface water temperature. The concentration of chlorophyll and cyanobacteria density was compared, week by week, month by month and year by year. In turn, standardized chlorophyll concentration anomaly was estimated based on the historical record obtained also by remote sensing. Finally, this information was also integrated with climate satellite data in order to develop a predictive climate index. Some of the advantages were: the synoptic ability to analyze the water body at low cost and with a high frequency of revisits; the possibility of quantifying the extent, frequency, magnitude and predominant composition of an algal bloom and the ability to analyze space/temporal trajectories of change. Integrating satellite monitoring with in-situ data is a key to understand algal dynamics as well as for an effective territory management.

Harmful Algal Blooms; Remote Sensing; Water Quality; Argentina

Introducción

En los últimos 200 años las floraciones de algas nocivas, principalmente dominadas por cianobacterias, se han incrementado a nivel global (Paerl & Paul, 2012). El embalse Salto Grande no escapa a dicha realidad. Este embalse es una de las principales fuentes de energía eléctrica para Argentina y Uruguay sirviendo también como fuente de agua potable, área de recreación, navegación y riego a las zonas aledañas (Chalar & León, 2002), es por ello que el monitoreo continuo de la calidad de sus aguas, y de la dinámica de floraciones se vuelven indispensables.

A pesar de la gran cantidad de conocimientos desarrollados en las últimas décadas sobre la ecología de las cianobacterias, cuantificar la influencia relativa y las interacciones de los diferentes factores ambientales en la regulación de la dinámica de las floraciones sigue siendo un desafío significativo (Perovich, y otros, 2008). Uno de los factores que dificulta el abordaje de un estudio integral es la necesidad de monitoreos continuos, precisos y de coberturas espacio – tiempo amplios y frecuentes (Bullerjahn et al., 2016; Ho & Michalak, 2015). La metodología convencionalmente utilizada a través de muestreos *in situ*, está frecuentemente limitada por los costos y factibilidad de mantener programas de monitoreo a largo plazo con un adecuado número y frecuencia de estaciones de muestreo.

En los últimos años, la teledetección ha sido una herramienta cada vez más implementada en el monitoreo de calidad de aguas (Drozd et. al. 2019). Esta metodología se basa en el uso de sensores transportados ya sea por satélites, por drones o instrumentos a campo que captan las respuestas espectrales de los cuerpos de agua permitiendo su caracterización y asociación de los patrones observados por los distintos componentes del agua. La principal ventaja de los sensores remotos es la capacidad de obtener información sinóptica de todo el cuerpo del agua en muy poco tiempo. La metodología es estandarizada y aplicable a datos satelitales del pasado, con lo cual se puede tener una perspectiva histórica y la trayectoria de cambio del cuerpo de agua en el tiempo.

En el presente trabajo se expondrán los alcances obtenidos en el monitoreo continuo de las aguas de Salto Grande aplicando herramientas de teledetección.

Materiales y Métodos

El embalse Salto Grande es un gran reservorio con forma de “lagartija”, alargado y con múltiples brazos sobre una extensión aproximada de 100 km sobre el río Uruguay y que abarca 750 km^2 de superficie (Fig. 1). Se caracteriza por una estación húmeda, de alta carga de agua, entre abril y noviembre y una estación de carga baja (estación seca) durante el verano, entre diciembre y marzo, durante la cual son frecuentes las floraciones de cianobacterias (O’Farrell et al., 2012; Bordet et al., 2017). El sistema acuífero presenta una vía de carga principal y 5 brazos laterales tributarios (Mocoretá, Mandisoví, Arapey, Gualeguaycito e Itapebí) los cuales proveen ingresos de agua de menor importancia (Quirós, 1982). El clima es templado cálido, con temperaturas medias de 19°C y una precipitación anual de 1260 mm. Los vientos locales predominan del NE con velocidades de 11 Km/h.

Figura 1. Zona del embalse Salto Grande. Imagen satelital obtenida del Google Earth, y mapa descargado a partir del Open Street Map.

Durante los años 2011-2015 la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU) llevó adelante una investigación donde caracterizó espectralmente las aguas del embalse (Drozd & Fernández, 2016). A partir de dichos estudios se elaboraron índices espectrales a fin identificar y cuantificar la comunidad fitoplanctónica como la concentración de clorofila *a* (Drozd et al., 2014; Drozd et al., 2019) *(Ecuaciones 1 y 2).*

Ecuación 1. Índice Sentinel 2

$$X * Ln(Chla) = (\lambda_{560} - \lambda_{660} + \lambda_{703}) / (\lambda_{560} + \lambda_{660} + \lambda_{703})$$

Ecuación 2. Índice Landsat

$$X * Ln(Chla) = (\lambda_{550} - \lambda_{650} + \lambda_{800}) / (\lambda_{550} + \lambda_{650} + \lambda_{800})$$

Donde Ln(Chla), es el logaritmo natural de la concentración de clorofila y λ_x es la banda utilizada. X simboliza un factor de relación descripto en Drozd. et al. 2019. Estas ecuaciones presentaron una alta relación con la densidad de cianobacterias por lo cual también fueron aplicadas para la estimación de dicho parámetro.

En la actualidad la Comisión Técnica Mixta aplicó dichos los índices obtenidos a fin de monitorear satelitalmente el estado de las aguas del embalse. Dado que es un embalse con un ancho máximo de 8 Km (promedio 3 km), sólo se pudieron utilizar imágenes de media a alta resolución, entre ellas se utilizan Landsat 7 ETM+, Landsat 8 OLI-TIR, Sentinel 2, nivel de procesamiento 2 (Tabla 1). Las mismas son de libre descarga a partir de diversas plataformas (USGS, ESA)

Tabla 1. Características de los satélites utilizados para el monitoreo del agua en el embalse Salto Grande.

Satelite	Bandas	Resolución espacial	Frecuencia de toma
Landsat 7 ETM+	Bandas ópticas (4), Bandas Infrarrojas de onda corta (3), Bandas térmicas (1)	15m, 30m y 90m (térmica)	16 días
Landsat 8 OLI-TIR *	Bandas ópticas (4), Bandas infrarrojas (3), Bandas térmicas (2)	15m (banda pancromática óptica), 30m y 90m (térmicas)	16 días
Sentinel 2 *	Bandas ópticas (3) Bandas del límite del rojo (3), Bandas del infrarrojo (4),	10 y 20 m	2 días

** Presentan también bandas en diversos sectores del espectro para el estudio de variables atmosféricas.*

Al mismo tiempo, a partir de bases de datos climáticas se registraron valores de precipitación para la cuenca, flujo de radiación de onda corta (mínima, máxima y media), velocidad y dirección del viento y temperaturas atmosféricas (máximas y mínimas) (Nguyen et al., 2020).

Al finalizar la estación de verano se evaluó el patrón de floraciones y se lo comparó con las estimaciones medias del embalse en función del análisis de una serie satelital histórica (Drozd & Postorivo, 2019). Los programas utilizados fueron: QGIS 3.x, Earth Engine, R.

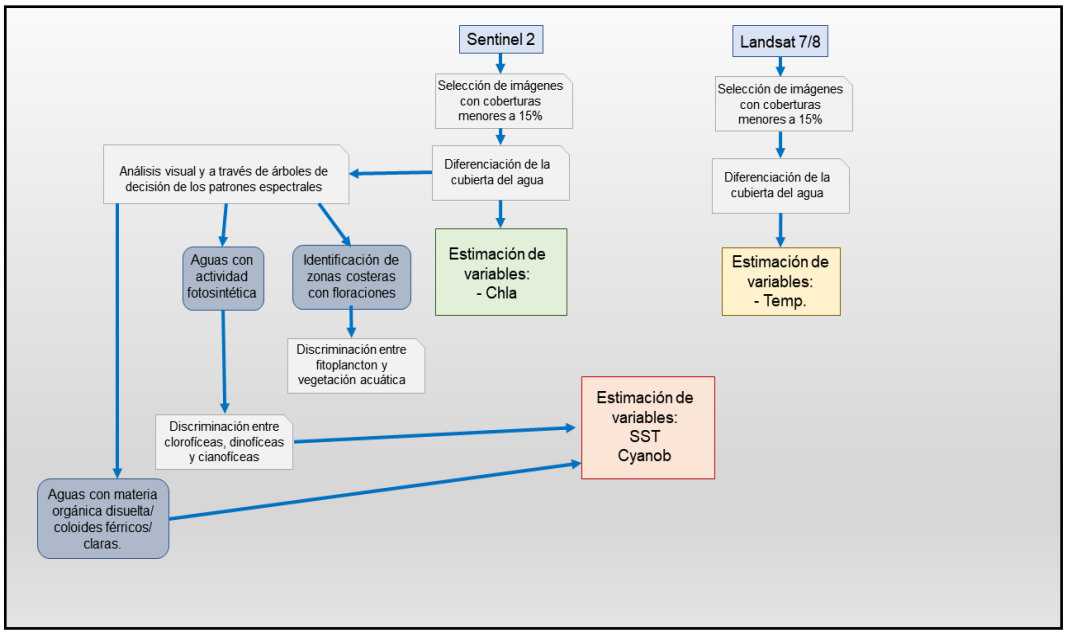


Figura 2. Diagrama del protocolo metodológico aplicado dónde. Chla: concentración de clorofila, SST: Sólidos suspendidos totales, Cyanob: Densidad de cianobacterias, Temp: temperatura superficial del agua.

Resultados

La teledetección permitió la discriminación entre sectores del embalse con diferentes propiedades ópticas y por lo tanto distintas características de composición, pudiendo caracterizar las zonas con materia orgánica disuelta, sólidos suspendidos, coloides (férricos) disueltos, y fitoplancton (Fig. 3.1). A su vez, se registraron patrones espectrales diferenciales que permitieron desarrollar árboles de decisión y clasificación y diferenciar aguas con clorofíceas, cianofíceas y dinofíceas con precisiones globales entre 85 a 90 % (Fig. 3.2).

A partir de los análisis preliminares, se pudo obtener el mapeo de distintas variables estimadas y cuantificar la extensión de distintos rangos en variables, como ser concentración de clorofila *a* y densidad de cianobacterias (Fig. 4).

A partir del monitoreo satelital se pudieron realizar análisis sinópticos, pero también, la resolución de las imágenes permitió un análisis de las situaciones locales, principalmente zonas cercanas a balnearios aportando a los datos de campo de más información sobre la frecuencia y extensión de las floraciones cercanas a las costas (Fig. 5).

Juntamente con dichos análisis se pudo caracterizar el clima de la fecha del informe. En este sentido, fueron registrados datos de estaciones meteorológicas locales como también de fuentes satelitales (Saha et al., 2010; Huffman et al., 2019), las cuales permiten obtener un registro no sólo de lo que ocurre en el embalse sino también en toda la cuenca (Fig. 6).

Por último, las evaluaciones estacionales permitieron la comparación bianual de la situación del embalse y también la relación con datos históricos (entre 1985-2000) lo que permitió identificar si las concentraciones de clorofila *a* estimadas mensualmente se encontraron dentro de rangos esperados para la zona o han cambiado (Fig. 7).

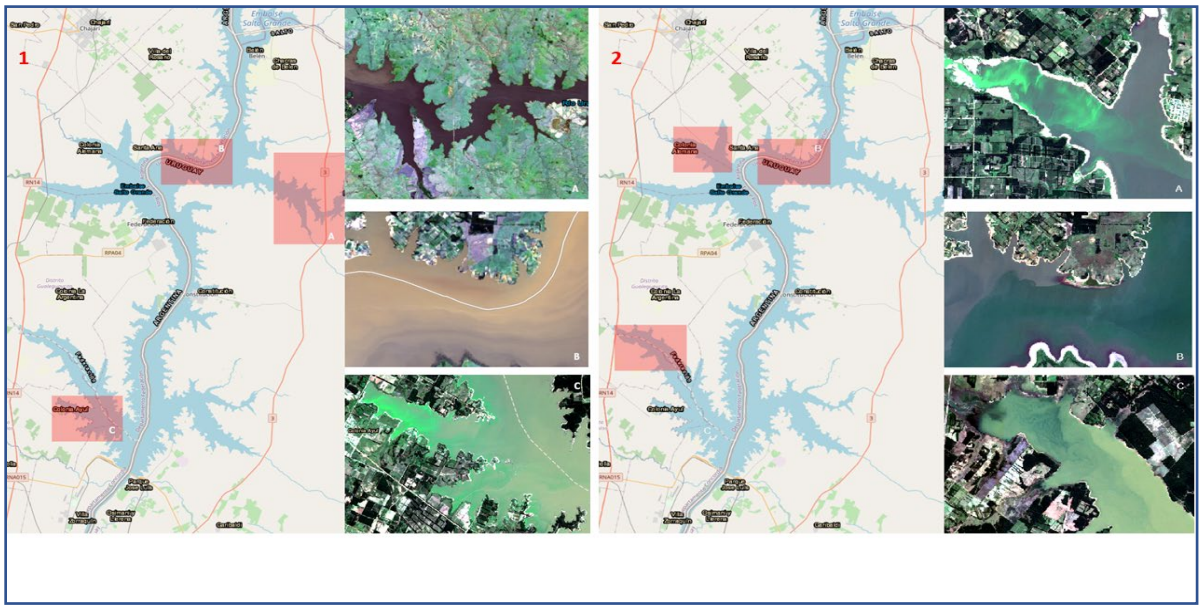


Figura 3. **1**- Ejemplos de distintos sectores del embalse con distintas propiedades ópticas asociadas a diferentes componentes del agua observadas en imágenes Sentinel 2. A. Sector con alta carga de materia orgánica disuelta (03/06/2019). B. Aguas con alta carga de coloides férricos (03/06/2019), C. Aguas con abundante fitoplancton (09/04/2019). **2**- Ejemplos de distintos sectores del embalse con distintas propiedades ópticas asociadas a diferentes composiciones algales. A. Sector con abundancia de cianofíceas (24/03/2020). B. Aguas con abundancia de clorofíceas (24/03/2020), C. Aguas abundancia de dinofíceas (13/08/2020).

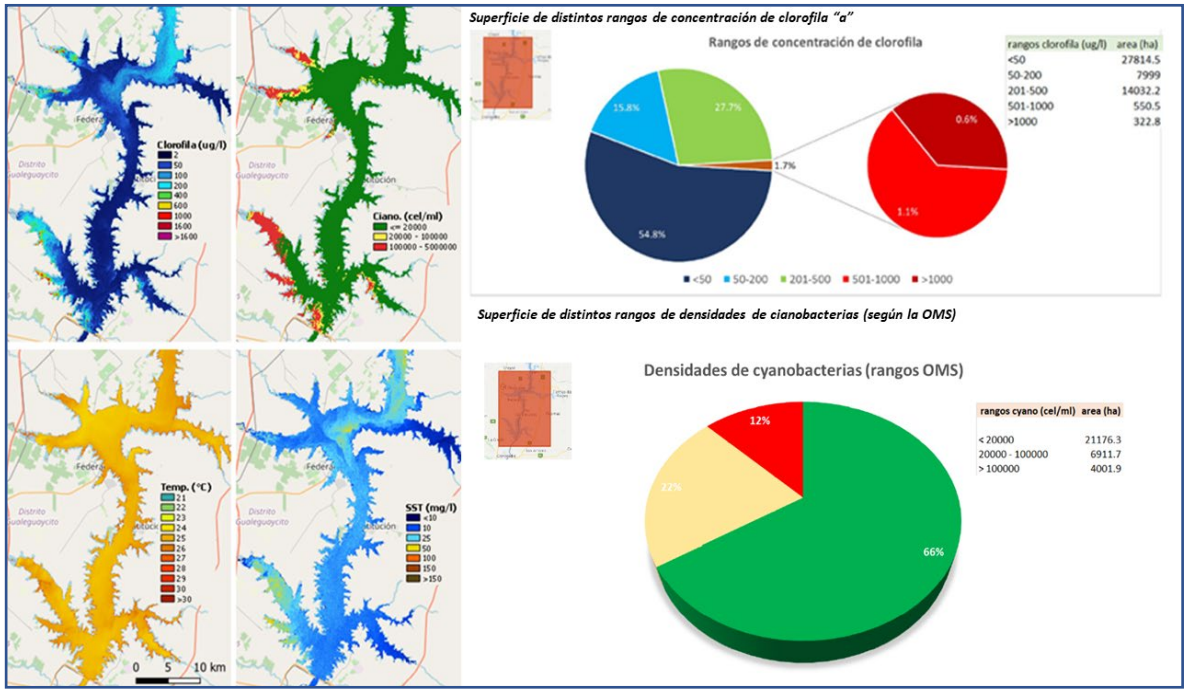


Figura 4. Ejemplos de variables estimadas satelitalmente para el embalse Salto Grande a partir de datos Sentinel 2 y Landsat 7 ETM+, fecha 18/04/2020, dónde Cianob. densidad de cianobacterias categorizados en rangos de la OMS, Temp: temperatura superficial del agua y SST: Sólidos Suspendidos Totales. Para las variables concentración de clorofila y densidad de cianobacterias se estiman también las superficies ocupadas.

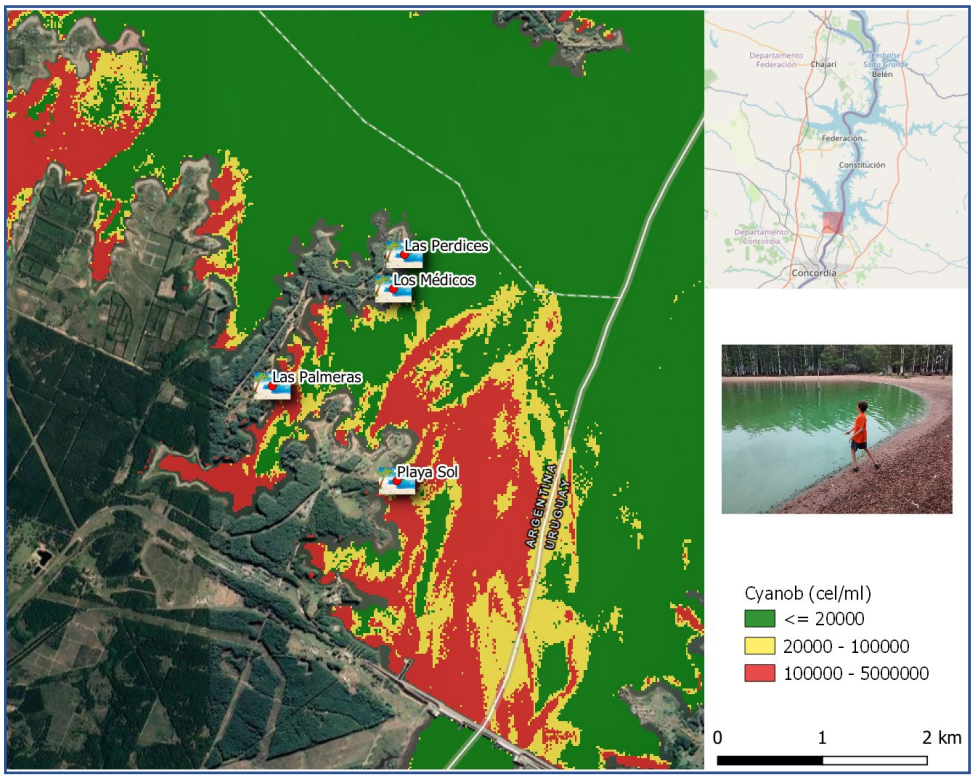


Figura 6. Visualización de la estimación satelital de densidad de cianobacterias a partir de Sentinel 2, fecha:24/03/2020. Se observa la extensión y a su vez en el impacto a zonas costeras.

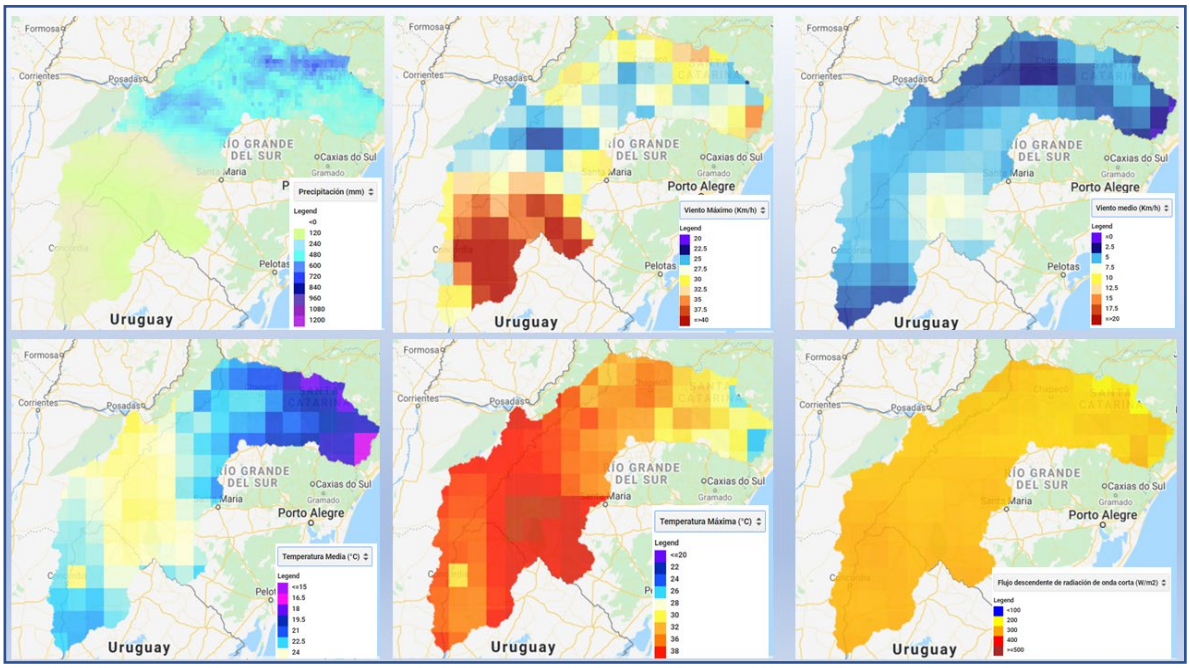


Figura 5. Distribución de parámetros climáticos durante el mes de febrero de 2019 en la cuenca del río Uruguay. Precipitación acumulada, velocidad de vientos (media y máxima) temperatura atmosférica (media y máxima) y flujo de radiación solar medio.

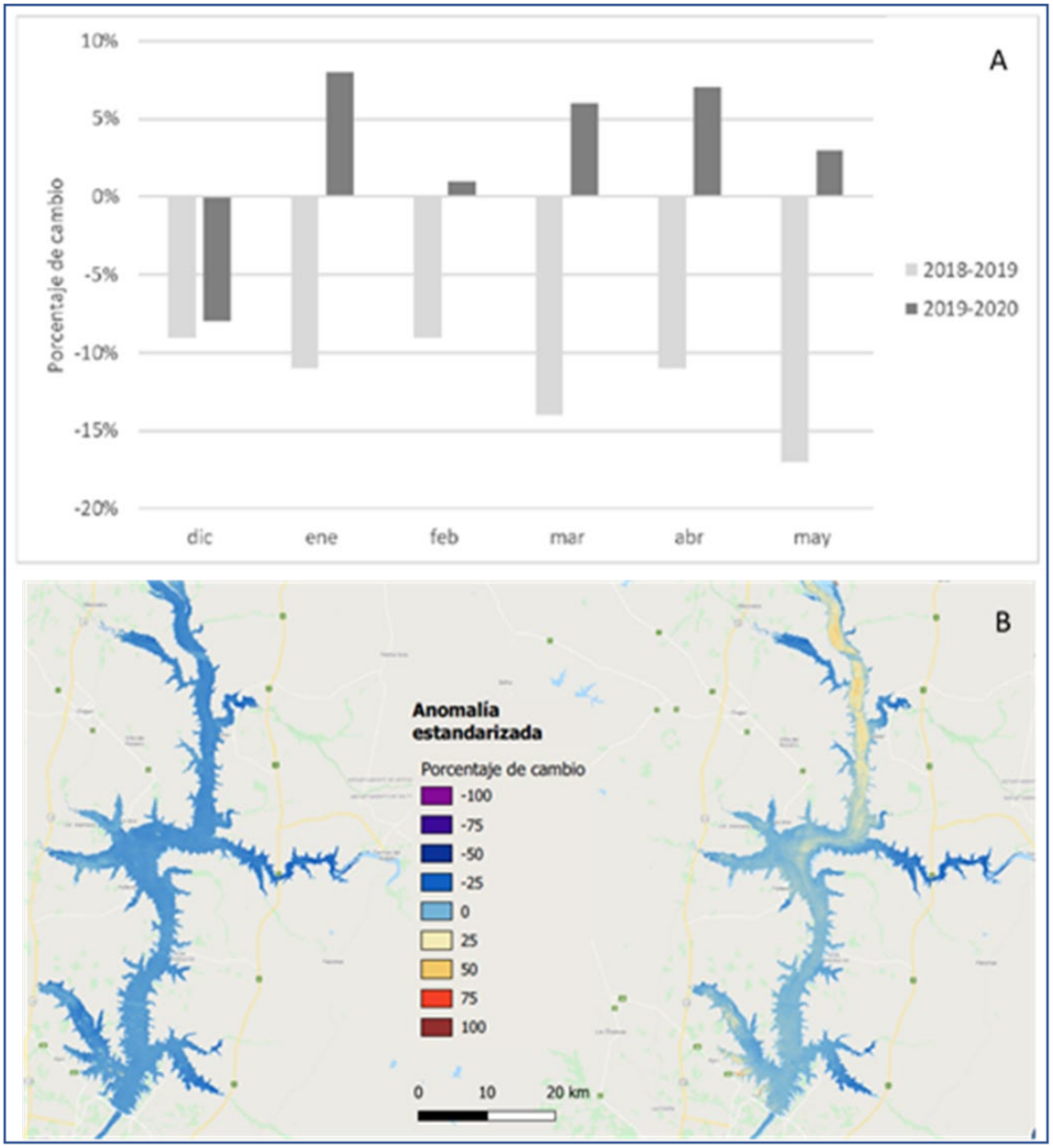


Figura 7. A. Gráfico de la anomalía estandarizada: porcentajes de cambio mensuales entre las concentraciones de clorofila "a" históricas y aquellas estacionales en dos veranos (2018-2019 y 2019-2020). B. Distribución de la anomalía estandarizada, porcentaje de cambio entre las concentraciones de clorofila "a" históricas y aquellas observadas, para el mismo mes (febrero), diferentes años (2019 izquierda y 2020 derecha).

Discusión

La aplicación de las herramientas de teledetección al monitoreo de aguas en Salto Grande ha mostrado numerosos alcances y beneficios, pero también presentaron limitaciones. Una de las mayores ventajas fue la capacidad sinóptica de observación y análisis del cuerpo de agua a bajo costo y con una frecuencia alta. Las imágenes satelitales utilizadas para el monitoreo de calidad de aguas requieren de sensores en el espectro óptico, el cual presenta una alta interferencia con las cubiertas nubosas, por lo que es imposible monitorear cuando está nublado. Esto reduce la frecuencia de revisita, sin embargo, hoy se poseen frecuencias de 4 días en imágenes Sentinel 2 y cada 8 días en imágenes Landsat 7/8, lo que genera una alta probabilidad de obtener al menos una imagen semanal. A su vez, la estación del año donde las floraciones algales nocivas prosperan coincide frecuentemente con aquellos períodos más secos del año (y por lo tanto más soleados), con lo cual aumenta la posibilidad de obtener datos satelitales en los momentos críticos. Por otro lado, en cuerpos de agua más grandes (ó más simétricos) se pueden utilizar otros satélites que a pesar de presentar menor resolución espacial presentan una revisita diaria y combinados pueden llegar a otorgar información muy frecuente. Entre ellos cabe mencionar los satélites MODIS, OLCI diseñados entre otros propósitos para el monitoreo de calidad de aguas (Zhaoa et al., 2020; Schaeffer et al., 2018).

El monitoreo satelital proveyó también la posibilidad de cuantificar la extensión, frecuencia, magnitud y composición predominante de una floración algal. Los análisis de trayectoria de las dinámicas de floraciones, clasificadas en áreas de magnitud en función de umbrales definidos previamente, por ejemplo por organismos de salud, proveen de información clave que ayudan a los organismos gestores a la distribución efectiva de recursos para el manejo del sistema acuífero (Klemas, 2011).

Los resultados alcanzados también muestran que evaluaciones escalables, integrando los datos de campo con los datos satelitales, permiten el desarrollo de objetivos de manejo a través de diferentes escalas temporales y espaciales. Las evaluaciones multi escala, permiten la comparación de condiciones que pueden ocurrir a escala local, regional y nacional, lo que a su vez promueve la adecuada evaluación de la calidad de agua a nivel regional, y de las diferentes acciones de gestión (Vignolo et al., 2006; A. G. Dekker & Hestir, 2012).

A partir de los distintos sensores y programas se pudieron estimar distintas variables, tanto del cuerpo del agua como climáticas. Esto permitió analizar la relación entre las distintas variables, asociar patrones y desarrollar modelos predictivos de alerta temprana. En este sentido Salto Grande está poniendo a prueba un índice climático de probabilidad de floraciones en función de la asociación entre dichas variables (Drozd & Fernández, 2016) que integra tanto la intensidad del viento, flujo de radiación de onda corta, temperaturas atmosféricas y precipitaciones acumuladas en la cuenca. Las variables climáticas se presentan a distintas escalas y a su vez son proyectadas a futuro (15 días) con una frecuencia horaria, de forma libre y gratuita, lo que las hacen ideales como componentes de un modelo predictivo.

Otra de las ventajas es la cada vez mayor capacidad computacional para el manejo de gran cantidad de datos. El avance tecnológico es continuo y sigue acelerándose, abriendo perspectivas futuras de mayor disponibilidad de datos como de sistemas informáticos capaces de procesar dichos datos en poco tiempo. La desventaja en este sentido es la necesidad de técnicos especializados en el uso y tratamiento de datos satelitales, que integre los conceptos cartográficos, geográficos, físicos, informáticos y biológicos del sistema acuífero.

Entre las principales limitaciones, además de las ya mencionadas, caben destacar dos. La primera en relación a la capacidad de detección de los sensores satelitales, los cuales tienen una capacidad óptica de detección superficial, en pocos metros bajo la superficie (Seyhan & Dekker, 1986). La segunda hace referencia a la escala de análisis. Los sensores ópticos de libre descarga tienen la capacidad de diferenciar patrones con una unidad mínima cartografiable no menor a 0.4 ha. Si bien la unidad mínima del dato satelital (píxel) es menor a dicha superficie, un solo píxel no puede discriminar la composición de éste, depende de su entorno a fin de poder determinar las características del sitio.

Conociendo el potencial de la teledetección y sus limitaciones es posible desarrollar planes integrados de monitoreo del agua conformados tanto por el muestreo *in situ* como de información satelital.

Estudios en otros cuerpos de agua han evidenciado que los análisis independientes a partir de diferentes aproximaciones, pueden arrojar resultados y conclusiones disímiles (Ho & Michalak, 2015), sin embargo, la integración de las distintas herramientas y perspectivas resultan claves para la comprensión y predicción de las dinámicas de floraciones algales como así también para la gestión del territorio (Bullerjahn et al., 2016).

Conclusiones

La aplicación de las herramientas de teledetección al monitoreo del estado de las aguas del embalse Salto Grande aportó altos beneficios a bajo costo, entre ellos: 1. El análisis sinóptico de todo el cuerpo del agua en relación con distintos componentes del agua. 2. El análisis de la situación en las playas en relación con toda el área de estudio. 3. El análisis de ocurrencias, abundancias y frecuencias permitió la de detección tanto de zonas como de momentos calientes. 4. La dinámica de floraciones pudo ser fácilmente analizada en relación con variables externas, como ser las climáticas.

Esta información resulta clave tanto para la gestión del cuerpo hídrico como la del territorio.

Bibliografía

Bordet, F., Fontanarrosa, M. S., & O'Farrell, I. (2017). Influence of light and mixing regime on bloom-forming phytoplankton in a subtropical reservoir. *River Research and Applications*, *33*(8), 1315–1326. https://doi.org/10.1002/rra.3189

Bullerjahn, G. S., McKay, R. M., Davis, T. W., Baker, D. B., Boyer, G. L., D'Anglada, L. V., Doucette, G. J., Ho, J. C., Irwin, E. G., Kling, C. L., Kudela, R. M., Kurmayer, R., Michalak, A. M., Ortiz, J. D., Otten, T. G., Paerl, H. W., Qin, B., Sohngen, B. L., Stumpf, R. P., … Wilhelm, S. W. (2016). Global solutions to regional problems: Collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*, *54*, 223–238. https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.003

Chalar, G., & León, L. De. (2002). Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse de Salto Grande. *El Agua En …*. http://limno.fcien.edu.uy/pdf/cyted_saltogrande.pdf

Dekker, A. G., & Hestir, E. L. (2012). Evaluating the feasibility of systematic inland water quality monitoring with satellite remote sensing; Water for a Healthy Country WIRADA. *Report to the National Programme for Environmental Information*, *May*, 105.

Drozd, A;, & Postorivo, A. (2019). TELEDETECCIÓN APLICADA AL ANÁLISIS MULTITEMPORAL DE LAS CONCENTRACIONES DE CLOROFILA "A" EN EL EMBALSE SALTO GRANDE ENTRE 1985 Y 2015. *VIII TALLER DE CIANOBACTERIAS TOXÍGENAS EN ARGENTINA*, *06*, 51. file:///D:/Documentos_Andrea/CTM/JORANDAS_TALLER_CIANOBACTERIAS/Libro de Resumen VIII Taller Cianbacterias toxigenas en la Argentina.pdf

Drozd, A. A., & Fernández, V. (2016). *Monitoreo Satelital de las Aguas del Río Uruguay Análisis del patrón de firmas espectrales para cianobacterias y dinoflagelados en el embalse Salto Grande entre los años*.

Drozd, A. Andrea, Tezanos Pinto, P., Fernandez, V., Bazzalo, M., Bordet, F., & Ibañez, G. (2019). Remote sensing imagery for monitoring cyanobacteria blooms: development of semi-empirical algorithms using a high-resolution hyperspectral spectrometer. *Marine and Freshwater Research*, *in press*.

Drozd, A., Ibáñez, G., Bordet, F., & Torrusio, S. (2014). Remote sensing of chlorophyll in Salto Grande waters using hyperspectral resolution spectrometer , SPOT-4 (HRVIR) and Landsat- 7 ETM + data. *Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*, *1*, 1–10.

Drozd, Andrea A, & Fernández, V. (2016). CAPÍTULO IX□: ANÁLISIS ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A EN EL EMBALSE SALTO GRANDE Y SU RELACIÓN CON VARIABLES CLIMÁTICAS ENTRE ABRIL 2014 Y ABRIL 2015. In *ESTUDIO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO URUGUAY VIGILANCIA DE PLAYAS Y ESTADO TRÓFICO - Informe Bienal 2014-2016 - CARU* (pp. 314–325). CARU.

Ho, J. C., & Michalak, A. M. (2015). Challenges in tracking harmful algal blooms: A synthesis of evidence from Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, *41*(2), 317–325. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.01.001

Huffman, G. J. ., Stocker, E. F., Bolvin, D. T., Nelkin;, E. J., & Tan;, J. (2019). *GPM IMERG Final Precipitation L3 Half Hourly 0.1 degree x 0.1 degree V06,*. Greenbelt, MD, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC),. 10.5067/GPM/IMERG/3B-HH/06

Klemas, V. (2011). Remote Sensing of Algal Blooms: An Overview with Case Studies. *Journal of Coastal Research*, *278*(February), 34–43. https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-11-00051.1

Nguyen, H. Q., Ha, N. T., & Pham, T. L. (2020). Inland harmful cyanobacterial bloom prediction in the eutrophic Tri An Reservoir using satellite band ratio and machine learning approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(9), 9135–9151. https://doi.org/10.1007/s11356-019-07519-3

O'Farrell, I., Bordet, F., & Chaparro, G. (2012). Bloom forming cyanobacterial complexes co-occurring in a subtropical large reservoir: Validation of dominant eco-strategies. *Hydrobiologia*, *698*(1), 175–190. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1102-4

Quirós, R. y L. L. (1982). *Características Limnológicas del Embalse de Salto Grande III: Fitoplánctón y su Relación con Parámetros Ambientales*. 49–66. https://doi.org/0325-2809

Saha, S., Moorthi, S., Pan, H. L., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., Behringer, D., Liu, H., Stokes, D., Grumbine, R., Gayno, G., Wang, J., Hou, Y. T., Chuang, H. Y., Juang, H. M. H., Sela, J., … Goldberg, M. (2010). The NCEP climate forecast system reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, *91*(8), 1015–1057. https://doi.org/10.1175/2010BAMS3001.1

Schaeffer, B. A., Bailey, S. W., Conmy, R. N., Galvin, M., Ignatius, A. R., Johnston, J. M., Keith, D. J., Lunetta, R. S., Parmar, R., Stumpf, R. P., Urquhart, E. A., Werdell, P. J., & Wolfe, K. (2018). Mobile device application for monitoring cyanobacteria harmful algal blooms using Sentinel-3 satellite Ocean and Land Colour Instruments. *Environmental Modelling and Software*, *109*(August), 93–103. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.08.015

Seyhan, E. ., & Dekker, A. G. (1986). Application of remote sensing techniques for water quality monitoring. *Hydrobiologicl Bulletin*, *20*, 41–50.

Vignolo, A., Pochettino, A., & Cicerone, D. (2006). Water quality assessment using remote sensing techniques: Medrano Creek, Argentina. *Journal of Environmental Management*, *81*(4), 429–433. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.019

Zhaoa, Y., Liua, D., & Weib, X. (2020). Monitoring harmful algal blooms at high spatiotemporal resolution by fusing Landsat and MODIS imagery. *Environmental Advances*, 100008. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100008

DISEÑO Y DESARROLLO DE UN DISPOSITIVO DE MONITOREO REMOTO DE CALIDAD DE AGUA

Hervot, E. I.[1]; Farías, A. R.[1];Tenev, M. D. [1];Utgés, E. M. [1] Flores[2], C.; Curi[2], L. y Torres C.[2]

1: Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos
Facultad Regional Resistencia
Universidad Tecnológica Nacional
French 414, ResistenciaCP:3500, Chaco, Argentina
e-mail: elsahervot@yahoo.com.ar

2: Servicio de Bioingeniería
Hospital Dr. Julio C. Perrando.
Av. 9 de Julio 1100, Resistencia CP 3500, Chaco, Argentina
e-mail: carlos.ing.2013@gmail.com

Resumen. En la provincia de Chaco, en las ciudades de Resistencia y Barranqueras, existían 70 lagunas originadas en antiguos meandros del Río Negro. Actualmente, sólo quedan 29. Algunas de ellas han sufrido rellenos parciales y asentamientos en sus márgenes, produciendo una contaminación proveniente de descargas clandestinas de aguas servidas.
La instalación de un dispositivo con sensores remotos en un cuerpo de agua, permitiría establecer una relación entre los parámetros más relevantes que definen la calidad de dicho cuerpo y su repercusión sobre la salud del ambiente. Asimismo, ello podría facilitar la toma de decisiones en el manejo de recursos hídricos.
Este es un proyecto multidisciplinario que tiene como objetivo diseñar y calibrar un prototipo de medición de parámetros fisicoquímicos, alimentado con energía solar y basada en un microcontrolador Arduino, para la obtención de datos de temperatura, pH, conductividad y nitratos.
Se adquirieron tres sensores: conductividad, pH-temperatura y nitratos y se conectaron a un Arduino encargado de procesar los datos y transmitirlo a un programa para hacer uso de los mismos.
Cada sensor se calibró con patrones primarios y se determinaron las fórmulas que relacionan las lecturas de los sensores con los parámetros a medir.
Se midieron los parámetros de distintas muestras y se validaron los resultados obtenidos con Métodos Normalizados usados en el Laboratorio. Éste, participa desde el año 2010 de ensayos de aptitud organizados por la Fundación Química Argentina.
Los sensores y la placa Arduino se integraron al prototipo, alimentados por una batería, la cual es alimentada por un panel solar. Todo este módulo integrado fue conectado a un nodo LoRa, un servidor para el almacenamiento de datos.
Se obtuvo un prototipo eficaz para los lugares que necesitan un control permanente de ciertos parámetros fisicoquímicos como ríos, lagunas y en emprendimientos como la piscicultura

Palabras clave: Agua; Calidad; Sensores; LoRa; Arduino.

Abstract: In Resistencia and Barranqueras cities, province of Chaco, used to be 70 lagoons originated from ancient meanders of the Negro river. Nowadays, remaining only 29, some have suffered partial filling and people-settlements on their margins producing clandestine discharges of sewage and contamination. A device with remote sensors installed in water body would allow knowing the most relevant parameters relationship that define water quality and its impact on environment. Then, this could facilitate decision-making in water resources management. The aim of this multidisciplinary project is to design and calibrate a prototype, solar energy powered and based on an Arduino microcontroller, for measuring physicochemical parameters like

temperature, pH, conductivity and nitrates. Three sensors were acquired: conductivity, pH-temperature and nitrates and they were connected to an open-source electronics platform Arduino, for the loading, processing and transmission of the data to a program to make use of them. Each sensor was calibrated with primary standards. Formulas that relate sensor's readings to each parameter were determined. Parameters of different samples were measured with the prototype. These results were validated using laboratory standard methods. GISTAQ, has been participating in aptitude tests organized by the Fundación Química Argentina, since 2010. The sensors and the Arduino board were integrated into the prototype, powered by a solar panel charged battery. This entire and integrated module was connected to a LoRa node, a server for data storage. An effective prototype was obtained. It can be used in places that need permanent physicochemical parameters control such as rivers, lagoons and some enterprises like fish farming.

Keywords: Water; Quality; Sensors; LoRa; Arduino

INTRODUCCIÓN

La preocupación por el medio ambiente data de muchos años. De hecho, un informe reconocido a nivel mundial – el Informe Brundtland de 1987 – puso de manifiesto que el avance económico y social, se estaba realizando a expensas de los recursos naturales con consecuencias como disminución de la biodiversidad, desertificación, contaminación de diversos cuerpos de agua dulce, por citar algunas (Mayorga, 2012). Haciendo foco en los recursos acuáticos, se ha constatado que la degradación de los mismos a nivel mundial, se ha incrementado y está relacionada con las regiones densamente pobladas. Las descargas antropogénicas han ocasionado que la capacidad natural de asimilación del ecosistema se vea excedida debido a que los diversos agentes contaminantes que deterioran la calidad del agua no son producidos bajo condiciones naturales (Steinberg and Schiefele,1988; Karr, 1991; Saldaña-Fabela y otros, 2011). Los procesos terrestres influyen de manera diversa en los cuerpos de agua receptores, de acuerdo con los usos y aprovechamientos domésticos, industriales y agrícolas. Así, se estima que cerca del 50% de ellos se encuentran afectados en su calidad (Rapport, 1999; Brismar, 2002).

Los cuerpos superficiales de agua dulce representan ecosistemas estratégicos y de gran importancia para la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades humanas.

La ciudad de Resistencia, capital de la provincia del Chaco, se ha desarrollado en el Valle de inundación del río Paraná después de recibir al río Paraguay. Está atravesada por el río Negro y con numerosas lagunas conectadas a este. El otro curso de agua que la atravesaba al sur, es el riacho Arazá el cual fue rellenado y entubado. También forma parte de los Bajos Submeridionales, uno de los humedales de mayor importancia de nuestro país que tiene una extensión de 3,3 millones de hectáreas abarcando parte del Norte de la provincia de Santa Fe, el sur de la provincia del Chaco y el este de la provincia de Santiago del Estero. El área presenta un sistema de defensas, estaciones de bombeo y diques que regulan las crecidas ordinarias de los ríos Paraná y Paraguay resguardando gran parte de la superficie urbanizada (Alberto et al., 2017). El aumento de la población llevó a la destrucción de lagunas por relleno total o parcial e incluso la agresión de intrusos que han "colonizado" sus márgenes, produciendo una contaminación permanente, proveniente de las descargas clandestinas de aguas servidas (Hervot y col, 2011). Como resultado, de las 70 lagunas que existían, hoy sólo quedan 29 en todo el Área Metropolitana (Aguirre Madariaga, 2003). Estas lagunas durante las grandes lluvias actuaban como receptores de los excesos de agua. Los rellenos totales y parciales de dichas lagunas, con el fin de ganar terrenos para la expansión urbana, hacen que,

ante una precipitación pluvial de cierta magnitud, amplios sectores se inunden.

En los últimos años, las autoridades procuran preservarlas en superficie y capacidad, detener y revertir el proceso de relleno. Por ende, el control y seguimiento de este recurso constituye un factor imprescindible a tener en cuenta para mantener sus características ecológicas (Chávez Campos y otros, 2005). El control y seguimiento de la calidad de aguas superficiales se realiza por muestreos para detectar variaciones de distintos parámetros fisicoquímicos indicadores del grado de contaminación.

En la actualidad hay sensores de medición de parámetros fisicoquímicos que integrados a dispositivos electrónicos y tecnologías de información y comunicación permitirían obtener una gran cantidad de datos de forma remota para facilitar la toma de decisiones en el manejo de los recursos hídricos (Gariboglio y otros, 2014).

El objetivo de este trabajo fue diseñar y validar un prototipo de medición de parámetros fisicoquímicos usando sensores conectados a un microcontrolador Arduino alimentado con energía solar y transferir los datos obtenidos mediante un sistema LoRa.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sistema está formado por un subsistema de captación y procesamiento de datos (Figura 1) y un subsistema de transmisión (Figura 2).

El subsistema de captación y procesamiento de datos contiene:

- Sensores para medir pH, conductividad, temperatura y nitratos conectados al microcontrolador.
- Arduino Mega 2560 alimentados por una batería que se carga a partir de celdas solares.
- Fuente de energía: panel solar de celdas, regulador de carga y batería.
- Nodo LoRa.

Para contener estos equipos se diseñó un prototipo con ciertas características como su flotabilidad; capacidad de camuflaje; facilidad de mantenimiento y seguridad. Los integrantes del grupo bautizaron al prototipo como la Boya

El subsistema de transmisión consta de:

- Nodo LoRa.
- Servidor.
- Dispositivos finales.

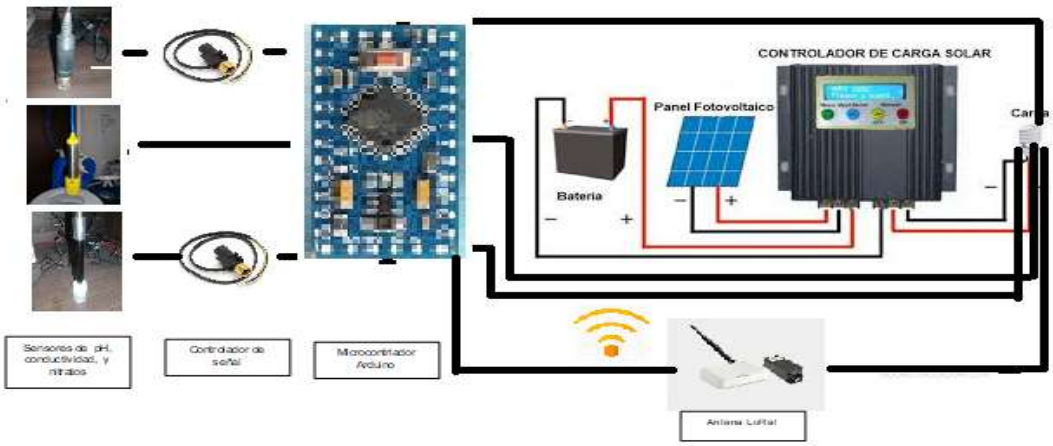


Figura 1. Subsistema de captación y procesamiento de datos: contiene los sensores, el Arduino, panel solar, regulador de carga, batería y nodo Lora contenidos en la Boya.

Figura 2. Subsistema de transmisión de datos formado por el nodo Lora, servidor y dispositivos finales

Sensor de conductividad y temperatura

El sensor (Figura 3) es de origen argentino adquirido a la Fundación del Sur para el desarrollo tecnológico y es un sensor inductivo. Consiste en dos bobinas, una transmisora y otra receptora. Ambas bobinas están integradas en un alojamiento hueco. El alojamiento se sumerge en el fluido, que inunda su interior. A continuación, se aplica una tensión alterna sinusoidal a la bobina transmisora. Esto produce una corriente en el fluido proporcional a su conductividad. A su vez, esta corriente induce una tensión en la bobina receptora. La conductividad se determina midiendo esta segunda tensión y conociendo la constante de la célula. El sistema integra también un sensor de temperatura que permite aplicar correcciones a este parámetro. Este sensor es muy robusto, no necesita limpiezas periódicas; resulta muy adecuado para entornos agresivos.

Tiene un cuerpo de acero inoxidable y sus especificaciones, de acuerdo con la Tabla 1, son:

Tabla 1. Características del sensor de conductividad y temperatura

Salida	Analógica (0-5V)
Rango disponible	0- 25 mS, 0- 40°C
Precisión	0,02 mS
Voltaje de operación	7 – 14 V
Consumo	50 mA
Tiempo de respuesta	< 1 segundo
Temperatura de operación	-10°C a + 60°C
Tamaño del cuerpo del sensor	35 mm de diámetro por 300 mm de largo
Largo del Cable	10 m
Salida A (amarillo)	Salida analógica (0-5V). Conductividad
Salida A (verde)	Salida analógica (0-5V). Temperatura

Figura 3. Sensor de conductividad y temperatura es de origen argentino adquirido a la Fundación del Sur para el desarrollo tecnológico y es un sensor inductivo

Sensor de pH

El sensor de pH es Sensorex (Figura 4) y sus características, según la Tabla 2, son:

Tabla 2. Características del electrodo de pH

Voltaje de alimentación	5 V
Corriente	5 – 10 mA
Temperatura de trabajo	0 – 80°C
Rango de pH	0 - 14
Tamaño	160 mm por 35 mm
Precisión	0,1 pH

Figura 4. Sensor de pH Sensorex

Sensor de nitratos

El sensor de nitratos (Figura 5) contiene una membrana organofílica y semisólida conformada por un intercambiador selectivo de iones nitratos. Cuando dicha membrana se pone en contacto con una solución que contiene iones nitratos libres se genera, a través de la misma, un potencial. Dicho potencial es medido contra un potencial de referencia.

El sensor Sensorex adquirido tiene las siguientes características, de acuerdo con la Tabla 3:

Tabla 3. Características del sensor de nitratos

Voltaje de alimentación	5 V
Corriente	5 – 10 mA
Temperatura de trabajo	0 – 60°C
Rango	1 – 100 ppm
Tamaño	160 mm por 12 mm

Figura 5. Sensor de nitratos Sensorex

Arduino

Es una plataforma electrónica de código abierto (open-source) útil en la configuración básica y elemental de objetos electrónicos (Figura 6). Arduino se basa en una placa con

entradas y salidas, análogas y digitales, en un entorno de desarrollo que está basado en el lenguaje de programación.

Esta plataforma integra su propia interfaz de desarrollo para la programación del microcontrolador, la compilación del programa y la transferencia del código hacia el microchip (Lugo et al., 2014)

Figura 6. Arduino con los sensores de nitratos y pH

Fuente de energía: panel solar, regulador de carga y batería (marca E-Concept Home)

PANEL SOLAR 10 Watts
- Dimensiones: 36 cm x 24 cm x 1,7 cm
- Potencia 10 W
- Amperaje de salida: 0,55 A.

REGULADOR DE CARGA 10 A
- Dimensiones 13,3 cm x 7 cm x 3,5 cm
- Voltaje de sistema: 12/24 V
- Temperatura de trabajo: -20°C - 55°C
- Protección: Corte por sobrecarga de batería.
- Salida USB de 5 V 1 A para cargar celulares/gps/tablets.
- Salida JACK 12 V X 2

BATERÍA
- Voltaje: 12 V
- Amperaje: 7A

Medidas: 15 cm(profundo) x 6,5 cm (ancho) x 9,5 cm (alto)

Nodo Lora – Servidor

LoRa (Long Range) es una tecnología de comunicaciones de datos de largo-alcance y bajo-consumo desarrollado por Cycleo, (Grenoble, Francia) y adquirido por Semtech en 2012, miembro fundador de la LoRa Alliance.

Esta tecnología apunta a ser utilizada en dispositivos alimentados por baterías, ya que gracias a su bajo consumo, permite maximizar la vida útil de un ciclo. Es decir, es una gran solución para dispositivos de Internet de las Cosas (IoT por sus siglas en inglés) (Piacentini y col, 2019).

Los dispositivos finales LoRa, o nodos LoRa, se comunican con los *gateways* mediante el protocolo LoRaWAN. Los *gateways* reenvían la trama LoRaWAN de estos dispositivos al servidor de red utilizando una interfaz de mayor performance operando sobre el protocolo TCP/IP, como por ejemplo Ethernet, WiFi o 3G.

El servidor de red es el responsable de enrutar al correspondiente servidor de aplicaciones, donde los paquetes de subida (desde los nodos al *gateway*) son decodificados, y los de bajada (desde el *gateway* a los nodos) son generados (Piacentini y col, 2019).

Dispositivos finales

Se usa una aplicación web en computadoras o dispositivos celulares (Figura 7) donde se visualizan todas las medidas de las variables. Esta aplicación se nutre del servidor de red que recibe los paquetes LoRa provenientes del nodo.

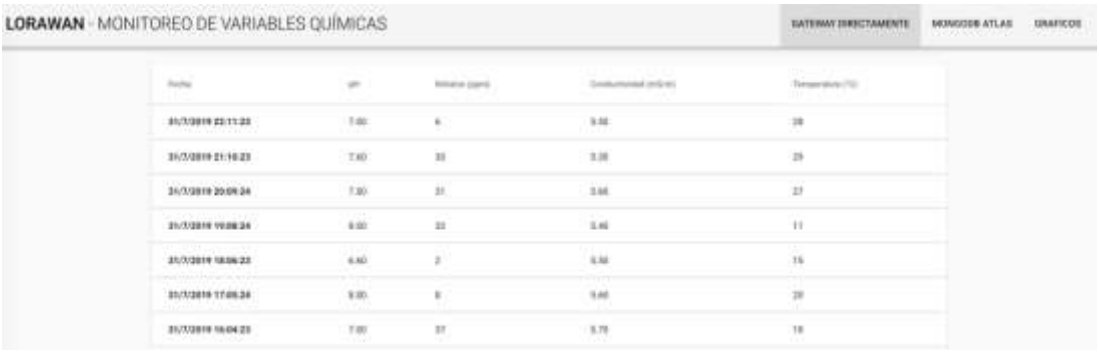


Figura 7. Aplicación web para visualizar datos (Piacentini y col, 2019).

Calibración y verificación de parámetros

Se conectaron los sensores a los Arduinos. La placa se programa en una computadora mediante el lenguaje de programación Arduino. En el monitor de la computadora (Figura 8) se pueden observar los datos que están siendo enviados desde la tarjeta Arduino.

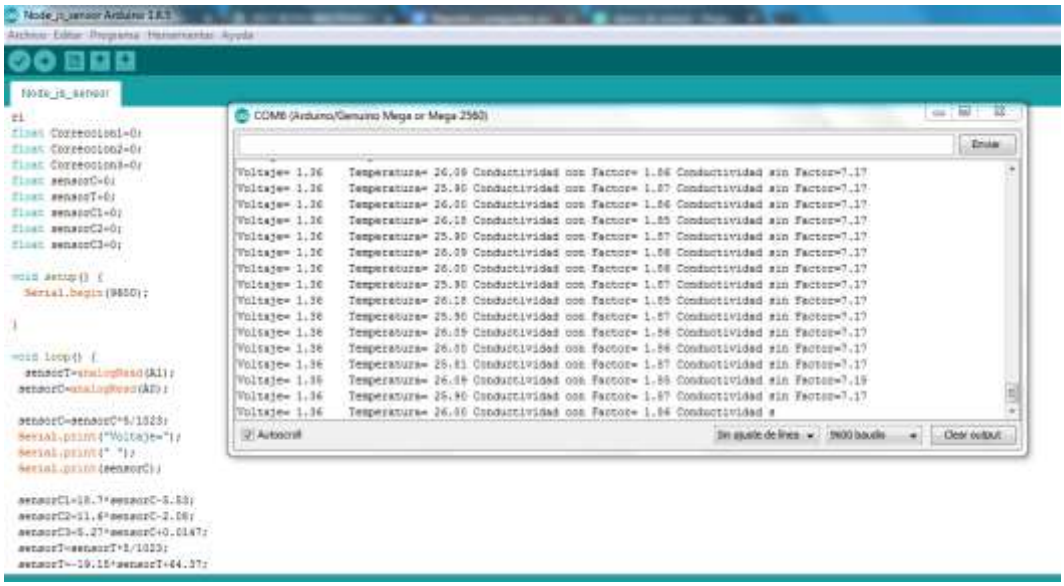


Figura 8. Datos enviados desde el Arduino: se programó para que se puedan ver los voltajes y el resultado de la determinación.

Todos los sensores se calibraron midiendo el voltaje en tres puntos con soluciones patrones, se realizaron las gráficas y se determinaron las fórmulas con un coeficiente de

correlación mayor a 0,98. Una vez cargadas dichas fórmulas en el programa, se procedió a su verificación con soluciones patrones.

Se evaluó la reproducibilidad de cada sensor a partir de la medición repetitiva (20 réplicas) de cada parámetro. Se calculó la media, la desviación estándar (DS) y el coeficiente de variación (CV).

Para la exactitud, se calculó el desvío relativo porcentual (DRP), que expresa en porcentaje, la distancia entre el valor informado y el valor promedio del grupo. Como referencia, se utilizaron equipamientos y metodologías del Laboratorio que tiene sus técnicas analíticas validadas y que además participa desde el 2010 de los ensayos de aptitud "Caracterización de aguas para el consumo humano", organizado por la Fundación Química Argentina.

Armado del sistema

Los sensores unidos al Arduino y éste a la antena LoRa y a la fuente de energía, se acomodaron en la boya. Los sensores de nitratos y pH tienen un adaptador de señal.

Se definió cómo y con qué periodicidad se transmitirán los datos desde el Arduino al nodo LoRa. Para esto, se decidió emplear el protocolo de comunicación i2c, utilizando al nodo como maestro y al Arduino como esclavo. De esta manera, es posible solicitar, desde la aplicación web, la captura y envío de datos por enlace descendente desde el *gateway* al nodo. (Piacentini y col, 2019).

Todo el sistema se evaluó colocando la boya en una pileta ubicada a 1,5 km del *gateway* LoRa ubicado en la Facultad Regional Resistencia.

RESULTADOS

La linealidad de los sensores se determinó durante la calibración de los mismos con soluciones estándar en el rango de trabajo. Se realizaron las curvas de regresión lineal obteniéndose un r mayor a 0,99 para los tres sensores.

Reproducibilidad de los sensores

Se evaluó la precisión en condiciones de reproducibilidad, 20 determinaciones realizadas sobre la misma muestra, por distintos analistas en días diferentes.

En las tablas 4 y 5 se pueden observar resultados con una buena precisión de los sensores de conductividad y pH, con los que se obtuvieron coeficientes de variación menores a 2,3%.

En la tabla 6 los resultados de los coeficientes de variación del sensor de nitrato no fueron los esperados y serán analizados nuevamente.

Tabla 4. Reproducibilidad del sensor de conductividad

Solución	media	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Solución de KCl 0,01 M	1,378 mS/cm	0,028	2,00 %
Solución de KCl 0,02 M	2,745 mS/cm	0,044	1,62 %

Tabla 5. Reproducibilidad del sensor de pH

Solución	media	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Solución de pH 4	3,93	0,01	0,29 %
Solución de pH 7	7,17	0,03	0,36 %
Solución de pH 10	10,31	0,01	0,13 %

Tabla 6. Reproducibilidad del sensor de nitratos

Solución	media	Desviación estándar	Coeficiente de variación
Solución de nitratos 1 ppm	1,00 ppm	0,13	12,84 %
Solución de nitratos 5 ppm	4,30 ppm	0,28	6,59 %
Solución de nitratos 10 ppm	109,35 ppm	14,40	13,17 %

Exactitud de los sensores

Para evaluar la exactitud de los resultados se determinó el desvío relativo porcentual, usando la media de las mediciones y considerando el valor verdadero el medido en el Laboratorio. En las tablas 7, 8 y 9 podemos observar el desvío relativo porcentual de los sensores para diferentes soluciones.

El desvío relativo porcentual es aceptable para los sensores de conductividad y pH y no así para el de nitratos.

Tabla 7. Exactitud del sensor de conductividad

Solución	Media de las mediciones	Resultado del Laboratorio	Desvío relativo porcentual
Solución de KCl 0,01 M	1,378 mS/cm	1,467 mS/cm	6 %
Solución de KCl 0,02 M	2,745 mS/cm	2,830 mS/cm	3 %

Tabla 8. Exactitud del sensor de pH

Solución	Media de las mediciones	Resultado del Laboratorio	Desvío relativo porcentual
Solución de pH 4	3,93	0,01	0,29 %
Solución de pH 7	7,17	0,03	0,36 %
Solución de pH 10	10,31	0,01	0,13 %

Tabla 9. Exactitud del sensor de nitratos

Solución	Media de las mediciones	Resultado del Laboratorio	Desvío relativo porcentual
Solución de nitratos 1 ppm	1,00 ppm	0,85 ppm	17,06 %
Solución de nitratos 5 ppm	4,30 ppm	4,87 ppm	11,7 %
Solución de nitratos 10 ppm	109,35 ppm	98,05 ppm	11,5 %

Evaluación del Sistema

Los datos de los sensores se transmitieron sin inconvenientes a 1,5 km de distancia.

CONCLUSIONES

Los sensores de pH y conductividad mostraron mejor desempeño que el de nitratos.
La boya no fue evaluada en las Lagunas de Resistencia por razones de seguridad.
La conectividad de LoRa permite obtener datos de sensores a distancias importantes.
Este sistema se puede desarrollar usando otros sensores como el de oxígeno disuelto,

clorofila y otros según los parámetros que se quieran determinar.

Al integrar las tecnologías se obtuvo un prototipo eficaz para los lugares que necesitan un control permanente de ciertos parámetros fisicoquímicos como ríos, lagunas y en emprendimientos como la piscicultura.

Acciones a futuro: el dispositivo se encuentra en la etapa final de validación, luego de lo cual se pretende realizar pruebas finales en campo y transferencia del prototipo a entidades gubernamentales para su aplicación y uso.

BIBLIOGRAFIA

Aguirre Madariaga, E. (1999). Lagunas vs. Asentamientos. *ECO Portal-Net: www. ecoportal. net/content/view/full/21321*.

Aguirre Madariaga, E. (2004). ¿Por qué nos inundamos en Resistencia? El costoso error de seguir rellenando lagunas. *Revista Chaqueña. Diario Norte*, *29*(04), 2004.

Alberto, J. A., Mignone, A. M., Arce, G. A., & López, S. (2017). Geomorphological conditions in the metropolitan area of Gran Resistencia, Provincia del Chaco, Argentina.

APHA, AWWA, WPCF & WEF. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Edition, American Public Health Association, AmericanWater Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C.

Brismar, A. (2002). River systems as providers of goods and services: a basis for comparing desired and undesired effects of large dam projects. *Environmental Management*, *29*(5), 598-609.

Chaves-Campos, A., Araya-Rodríguez, F., Chaves-Jiménez, A., & Yepez-García, V. (2005). Desarrollo de una red de monitoreo por sensores remotos de la calidad de agua. *Revista Tecnología en Marcha*, *18*(2), 4.

Gariboglio, C. I., Rujana, M. R., Andisco, C. B., & Vázquez, F. (2014). Evaluación de calidad de aguas vinculada con la actividad arrocera en cuencas hídricas de la Provincia de Corrientes.

Hervot, E. I., Prieto, L., Farías, A., Tenev, D., Utgés. E.E, &Vázquez, F. (2011). Calidad del agua de la Laguna Argüello. La Universidad Tecnológica Nacional-UTN-en el Nordeste Argentino–NEA Investigación y Desarrollo en la Facultad Regional Resistencia.

Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, *1*(1), 66-84.

Lugo Espinosa, O., Villavicencio Pérez, G. A., & Díaz Luna, S. A. (2014). Paquete tecnológico para el monitoreo ambiental en invernaderos con el uso de hardware y software libre. *Terra Latinoamericana*, *32*(1), 77-84.

Mayorga, A. Y. (2012). Cambio climático: Estrategias de gestión con el tiempo en contra... *Orinoquía*, *16*(1), 77-92.

Saldaña-Fabela, M. D. P., Díaz-Pardo, E., & Gutiérrez-Hernández, A. (2011). Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y ciencias del agua*, *2*(3), 115-126.

Steinberg, C., & Schiefele, S. (1988). Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Zeitschrift für Wasser-und Abwasser-Forschung*, *21*(6), 227-234.

Piasentini, C. I., Statkiewicz, J., Bolatti, D., Scappini, R. J. R., & Gramajo, S. D. (2019). Smartcities con LoRaWAN: el caso de monitoreo de condiciones ambientales de lagunas en tiempo real. In *XXV Congreso Argentino de Ciencias de la Computación (CACIC)(Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba*, 2019.

Rapport, D. J. (1999). On the transformation from healthy to degraded aquatic ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *2*(2), 97-103.

EVALUACIÓN DEL FLUJO HÚMEDO EN LA ZONA DE AEREACIÓN QUE PODRÍA CONSTITUIRSE COMO RECARGA AL ACUIFERO, USANDO TOMOGRAFÍAS GEOELÉCTRICAS

Reyes A[1]; Coras P. M[2]; Vazquez Castro M. de L[3]

[1] Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. aueio.ee.aie.2@gmail.com
[2] Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. mpcoras@gmail.com ;
[3] Estudiante de doctorado del Programa UIA. lourdesvc@mns.com

Carretera Federal México-Texcoco Km 38.5,
MEXICO

Resumen.

Los métodos de geofísica eléctrica como la tomografía, redactan en un perfil 2D con el detalle de los estratos del subsuelo, de los valores de resistividad, es posible deducir el agua que está circulando entre ellos, se propone este método para evaluar el flujo de agua. Una forma de estimar el flujo es asignando valores de conductividad hidráulica ficticios a los estratos atravesados, que otros investigadores han obtenido para la zona saturada, con estos valores, es posible evaluar la velocidad de una partícula de agua, transite sobre ese medio no saturado. Los resultados de esta investigación describen que el ingreso al suelo del agua ocurrió en los primeros tres estratos (9.6 m de profundidad), obtenidos en un periodo de tres meses de observación. Con estos valores de resistividad y la Ley de Darcy se estima el gasto unitario que pudiera ingresar con una lámina de agua contante sobre la superficie del terreno, fue del orden de 81.8 [l.p.día], se calculó la velocidad de flujo en todos los estratos (promedio de velocidad de flujo 5.3688 m/día), el resultado que se obtuvo fue en que tiempo una molécula de agua llegaría al acuífero, fueron 22.59 días, para esta estratigrafía se utilizaron valores de permeabilidad que varía de (10^{-1} < K < 10^{-8} m/día), se dedujo que el agua que está en la superficie del terreno e ingresa al medio poroso no saturado, requiere mucho más tiempo que el que se deduce usando los parámetros hidráulicos, si el nivel freático estuviera cerca de la superficie, en los primeros 10 metros, si ocurriría la infiltración, cuando los niveles están profundos, entre los 80-100 metros, como ocurre en México es difícil que pueda ocurrir este efecto o si ocurre se llevaría muchos años en llegar al acuífero.

Palabras clave: recarga natural, acuíferos, tomografía geoeléctrica, recarga, permeabilidad.

Summary.

Electrical geophysical methods such as tomography, write in a 2D profile with the detail of the subsoil strata, from the resistivity values, it is possible to deduce the water that is circulating between them, this method is proposed to evaluate the water flow. One way to estimate the flow is by assigning fictitious hydraulic conductivity values to the crossed strata, which other researchers have obtained for the saturated zone. With these values, it is possible to evaluate the speed of a water particle that transits over that unsaturated medium. The results of this research describe that the water entered the soil in the first three strata (9.6 m deep), obtained in a period of three months of observation. With these resistivity values and Darcy's Law, the unit flow that could enter with a sheet of constant water on the surface of the ground is estimated, it was of the order of 81.8 [lpday], the flow velocity was calculated in all the strata (average flow velocity 5.3688 m / day), the result obtained was in which time a water molecule would reach the aquifer, it was 22.59 days, for this stratigraphy permeability values that varied from (10-1 <K <10-8 m / day), it was deduced that the water

[1] Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. aueio.ee.aie.2@gmail.com
[2] Profesor investigador de la Universidad Autónoma Chapingo. mpcoras@gmail.com ;
[3] Estudiante de doctorado del Programa UIA. lourdesvc@mns.com

that is on the ground surface and enters the unsaturated porous medium, requires much more time than that deduced using the hydraulic parameters, if the water table were close to the surface, in the first 10 meters, if infiltration would occur, but when the levels are deep, between 80-100 meters, as in Mexico, it is difficult for this effect to occur or if it occurs it would take a long year to reach the aquifer *Keywords*: natural recharge, aquifers, geoelectrical tomography, recharge, permeability

INTRODUCCIÓN

En México, tradicionalmente han existido al menos dos métodos para evaluar la infiltración o la recarga potencial a un acuífero, uno de ellos es una aproximación a través del Balance Hidrológico Superficial; que es un modelo volumétrico que toma en cuenta, el área de la microcuenca afectada, la precipitación media anual, la evaporación potencial y la Evapotraspiración, si se puede evaluar eficientemente estos parámetros, la infiltración se deja como incógnita y se deduce su valor.(Campos A,1998). Siguiendo la siguiente ecuación.

Modelo Hidrológico Superficial. P = Escurrimiento superficial + Escurrimiento subsuperficial + Evapotraspiración + Infiltración potencial. Los valores resultantes no son exactos, ayudan a evaluar la posible infiltración o recarga potencial al acuífero.

Otro método es el geohidrológico gravitacional, donde lo que se evalúa es un volumen de control, las entradas (Eh) y salidas (Sh) por flujo horizontal, las entradas y salidas por flujo vertical (Bombeo (B) y Evapotraspiración real (ETR) y la infiltración potencial (I), eso se iguala al cambio de almacenamiento (Ss) que varía con el tiempo, se establece un periodo de datos conocido (ejemplo; 1 año, 2 años, 5 años, 10 años), se construye una ecuación para cada periodo, dejando la infiltración como incógnita y al resolver el sistema de ecuaciones, el valor de la infiltración queda resuelto. (Chaves, 1984)

Eh+ Ev-Sh-Sv = ΔS;

Donde Eh: Ingreso de agua subterránea en forma horizontal de otro acuífero. Se debe incluir la recarga vertical o infiltración en las entradas. Sh: salida de agua subterránea en forma horizontal hacia otro acuífero, se incluye en este rubro la salida vertical o bombeo, y la Evapotraspiración, ΔS cambio de almacenamiento.

Para realizar una evaluación con este método hay que conocer la Conductividad Hidráulica (K), el espesor del acuífero (B), la Transmisividad (T) y el Cambio de almacenamiento (Ss), estos valores se obtienen de pruebas de bombeo con gasto constante, este método es más exacto, aunque no deja de ser incierto que la infiltración sea deducida de un sistema de ecuaciones. (Chaves, 1984)

En el presente trabajo se evalúa el flujo en la zona de no saturada, producido por la lluvia o los retornos de agua de riego, se hace un análisis de flujo del agua en la zona, antes de llegar a la zona saturada, utilizando tomografías geoeléctricas, identificando el frente de humedad en su tránsito por ese medio. Relacionando datos de resistividad con las características del medio poroso no saturado, apoyado con la Ley de Darcy obtenemos la velocidad del flujo y la cantidad de agua que pueda llegar a alimentar el acuífero.

Objetivo general

Evaluar el flujo húmedo en la zona de aereación que podría constituirse como recarga al acuífero, probarlo en el acuífero de Texcoco y generalizarlo.

Objetivo particular

Determinar las características estratigráficas de la zona de aeración de Laboratorio de Ingeniería de Riego del Departamento de Irrigación. UACh.

METODOLOGÍA.

Materiales

Para la obtención de datos se utilizará el Terrameter LS ABEM y el material para que funcione, consta de: cuatro carretes con cable de tendido multielectródico Laund de 100 metros y con toma de corriente a cada 5 m, electrodos de acero inoxidable, conectores

cable-cable y caimanes electrónicos y un par de martillos de poliuretano para clavar los electrodos, batería externa e interna, para la estimación de la infiltración inicial y compararla, se utilizaron los permeámetros; de Doble cilindro y el de Guelph

MÉTODOS

Fase de campo

Para la instalación del equipo se establece la parte central, donde se colocará el Terrameter LS ABEM, se tienden los cables, se clavan los electrodos agregándoles la solución de agua con sal y se conectan los cables con ayuda de los caimanes.

Una vez instalado todo el equipo se comienza el sondeo con el arreglo seleccionado en el Terrameter LS ABEM.

Fase de gabinete

Para el procesamiento de datos, se utiliza el software *RES2DIVN,* mediante el cual se obtendrá el modelo de resistividades en 2D a partir de la pseudosección de resistividades aparentes obtenido del terreno, se utiliza un programa de inversión (Loke y Barker, 1995).

El proceso se realizará las veces que sean necesarias para conocer el flujo del agua en el medio poroso no saturado, hasta la llegada al acuífero, esto se realizará en diferentes condiciones, para cumplir el objetivo de este trabajo.

Marco físico.

Geográficamente se localiza entre los paralelos 19° 29’ y 19° 6.7’ de latitud Norte y los meridianos 98° 53’ y 99° 8.66” de longitud Oeste, pertenece al Municipio de Texcoco, Estado de México, en el Campo Experimental de Ingeniería de Riego Tlapeaxco, propiedad del Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo.

Geología local.

En el campo experimental Tlapeaxco, afloran sedimentos aluviales, suelo y materiales residuales de poco espesor, arcillosos e impermeables, le subyacen, suelos franco arenosos permeables de espesor variable, a profundidad, le siguen capas de materiales vulcanoclásticos interdigitados, con sedimentos aluviales, todos ellos permeables y semi permeables, alcanzando grandes espesores. (Reyes 2010)

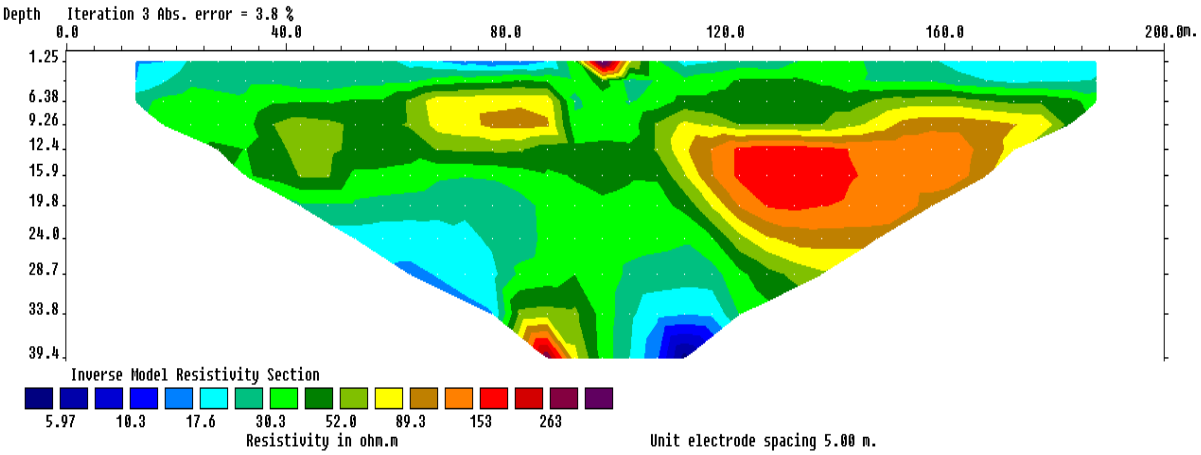
Clima

Se presenta un clima Cw, templado subhúmedo con lluvias en verano, temperaturas medias anuales de 8 a 22 °C; las precipitaciones promedio desde 700 mm y temperaturas mínimas para el mes más frio entre -3 y 18 °C (Garduño, 2011).

ANÁLISIS Y RESULTADOS.

La primera tomografía fue realizada en estado seco, se aprovechó que no había llovido en 20 días

Tomografía 1. En estado seco:



Tomografía 1

Corresponde al perfil original o paramétrico, terreno seco realizado el 9 de septiembre, 2019, en una orientación SUR-NORTE con una apertura de 200 m (por condiciones del terreno). De la imagen que se observa; cada estrato o capa es de un color, los datos contiguos son su valor de resistividad en Ω-m y se asocia un valor ficticio de conductividad hidráulica, ejemplo:

Tabla 4.3. Valores típicos de la conductividad hidráulica (Coduto, 1999).

Tipo de suelo	Conductividad hidráulica cm/s
Grava limpia	1 a 100
Arena y grava mezclada	10^{-2} a 10
Arena gruesa limpia	10^{-2} a 1
Arena fina	10^{-2} a 10^{-1}
Arena limosa	10^{-3} a 10^{-2}
Arena arcillosa	10^{-4} a 10^{-2}
Limo	10^{-8} a 10^{-2}
Arcilla	10^{-10} a 10^{-6}

El resultado fue en siguiente:

		Resistividad Ω-m	conductividad hidráulica m/día
1.	Azul Obscuro primer estrato	δ= 10 Ω-m	K_1= 8.64*10^{-8}m/día
2.	Azul claro segundo estrato	δ = 18 Ω-m	K_2= 7*10^{-7}m/día
3.	Azul verdoso tercer estrato	δ = 30 Ω-m	K_3= 10^{-2} a 10^{-4}m/día
4.	Verde claro cuarto estrato	δ = 40 Ω-m	K_4=10^{-1} a 10^{-2}m/día
5.	Verde fuerte quinto estrato	δ = 52 Ω-m	K_5= 10^{-2} a 10^{-3}m/día
6.	Verde seco sexto estrato	δ = 60 Ω-m	K_6= 10^{-3} a 10^{-4}m/día
7.	Amarillo septimo estrato	δ = 90 Ω-m	K_7= 10^{-5} m/día
8.	Café terroso octavo estrato	δ = 120 Ω-m	K_8= 10^{-6} m/día
9.	Café amarillo noveno estrato	δ = 160 Ω-m	K_9= 10^{-7} m/día.
10.	Rojo intenso decimo estrato	δ = 170 Ω-m	K_{10}= 10^{-8} m/día

Se detectaron diez estratos, algunos muy delgados y otros de mayor espesor, los valores ficticios fueron determinados por diversos autores en un medio poroso saturado, mismos que se aplicaron en la zona de aireación, simulando que el flujo de agua proveniente de la precipitación o del riego invade los poros y transita hacia abajo debida a la gravedad terrestre.

Los valores de resistividad, traducidos a la geología, se pueden agrupar los estratos en permeables, semi permeables e impermeables, de tan manera que el primer estrato, con valores de resistividad (ρ) muy bajos de menos de 10 Ω-m, sería de carácter impermeable, a una gota de agua le costaría mucho trabajo y tiempo cruzarlo, lo mismo pasa con resistividades más elevadas de 100-170 Ω-m, también son impermeables. Los estratos permeables y semipermeables predominan en el flanco norte del perfil, el flanco sur aparece la roca compacta e impermeable.

Tomografía 2. En estado húmedo.

Esta tomografía se realizó el 24 de septiembre del 2019, 2 días después del primer riego. Se detectaron once estratos, algunos muy delgados y otros de mayor espesor. De la imagen que se observa; cada estrato o capa es de un color:

	Resistividad Ω-m	conductividad hidráulica m/día
1. Azul Obscuro primer estrato	14.7 Ω-m	$K_1= 10^{-7}$m/día
2. Azul intermedio segundo estrato	22.8 Ω-m	$K_2= 10^{-6}$m/día
3. Azul claro tercer estrato	25.0 Ω-m	$K_3= 10^{-5}$m/día
4. Azul verdoso cuarto estrato	35.0 Ω-m	$K_4= 10^{-4}$m/día
5. Verde claro quinto estrato	40.0 Ω-m	$K_5= 10^{-3}$m/día
6. Verde humedo sexto estrato	54.0 Ω-m	$K_6= 10^{-3}$m/día
7. Verde seco septimo estrato	65.0 Ω-m	$K_7= 10^{-3}$m/día
8. Amarillo. Octavo estrato	84.0 Ω-m	$K_8= 10^{-5}$m/día
9. Café terroso noveno estrato	110.0 Ω-m	$K_9= 10^{-7}$m/día
10. Café amarillo. Decimo estrato	120.0 Ω-m	$K_{10}= 10^{-8}$m/día
11. Rojo intenso, onceavo estrato	135.0 Ω-m	$K_{11}= 10^{-8}$m/día

La comparación de resultados de realiza en forma global más adelante.

Tomografía 3. Estado húmedo.

Tomografía realizada el 30 de septiembre, 2 días después del segundo riego y una semana después del primer riego. Se detectaron once estratos, algunos muy delgados y otros de mayor espesor. De la imagen que se observa; cada estrato o capa es de un color:

	Resistividad Ω-m	conductividad hidráulica m/día
1. Azul Obscuro primer estrato	14.2 Ω-m	$K_1= 10^{-7}$m/día
2. Azul intermedio segundo estrato	22.0 Ω-m	$K_2= 10^{-5}$m/día
3. Azul claro tercer estrato	25.0 Ω-m	$K_3= 10^{-3}$m/día
4. Azul verdoso cuarto estrato	35.0 Ω-m	$K_4= 10^{-3}$m/día
5. Verde claro quinto estrato	45.0 Ω-m	$K_5= 10^{-3}$m/día
6. Verde humedo sexto estrato	57.0 Ω-m	$K_6= 10^{-4}$m/día
7. Verde seco séptimo estrato	70.0 Ω-m	$K_7= 10^{-5}$m/día
8. Amarillo. Octavo estrato	92.0 Ω-m	$K_8= 10^{-6}$m/día
9. Café terroso noveno estrato	110.0 Ω-m	$K_9= 10^{-7}$m/día
10. Café amarillo. Décimo estrato	140.0 Ω-m	$K_{10}= 10^{-8}$m/día
11. Rojo intenso, onceavo estrato	150.0 Ω-m	$K_{11}= 10^{-8}$m/día

La comparación de resultados de realiza en forma global más adelante.

Tomografía 4. Sigue el estado húmedo

Se realizó el 08 de octubre, 2 días después del tercer riego y una semana después del segundo riego. Se detectaron 11 posibles estratos, algunos muy delgados y otros de mayor espesor; las capas menos permeables se ubican en superficie del terreno, su análisis es el siguiente:

Estrato	Espesor	Resistividad	Conductividad hidráulica
1.	2.76	14.3 Ω-m	$K_1= 10^{-7}$m/día
2.	2.88	56.0 Ω-m	$K_2= 10^{-3}$m/día
3.	7.51	25.0 Ω-m	$K_3= 10^{-2}$m/día
4.	9.87	38.0 Ω-m	$K_4= 10^{-3}$m/día
5.	3.88	42.5 Ω-m	$K_5= 10^{-3}$m/día
6.	3.62	60.0 Ω-m	$K_6= 10^{-4}$m/día

7.	4.01	65.0 Ω-m	K_7= 10^{-4}m/día
8.	1.35	140.0 Ω-m	K_8= 10^{-6}m/día
9.	3.0	150.0 Ω-m	K_9= 10^{-7}m/día
10.	3.1	170.0 Ω-m	K_{10}= 10^{-8}m/día
11.	2.95	190.0 Ω-m	K_{11}= 10^{-8}m/día

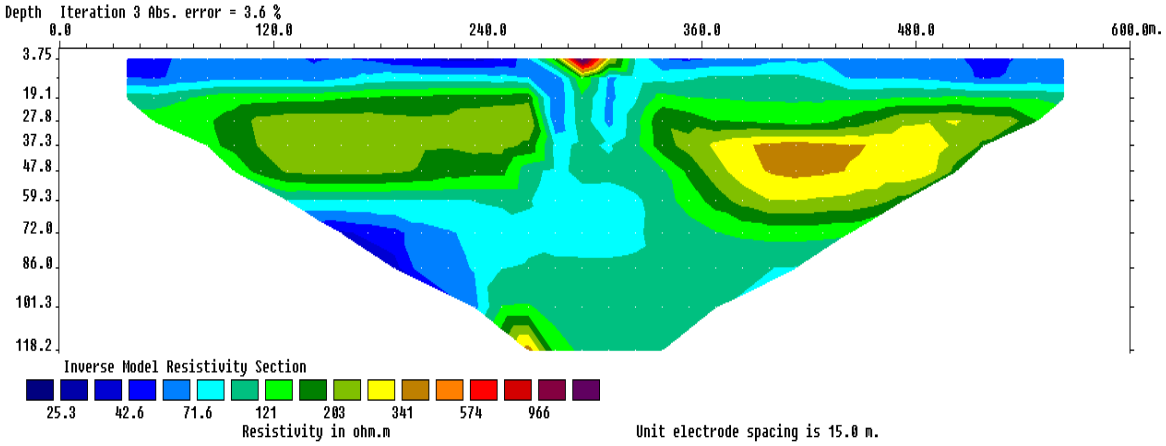
La comparación de resultados de realiza en forma global más adelante.

Tomografía 5

Este sondeo fue realizado el 12 de octubre, 2 días después del cuarto riego. Este perfil muestra condiciones muy similares a los tres perfiles anteriores, en su descripción se evidencia la prueba más que corrobora que el que el exceso de agua de riego, puede seguir percolando a profundidad, queda claro que los hace a velocidades muy pequeñas y solo evidencia un cambio fuerte de resistividades en los primeros tres estratos.

Tomografía 6. Se considera nuevamente estado seco.

Este sondeo corresponde al perfil del terreno realizado el 12 de noviembre, un mes después del último riego.



Tomografía 6

Análisis comparativo de todas las tomografías.

Tomografía 1			T 2	T 2	T3	T3	T4	T4	T 5	T 5	T6	T6
Estratos	Espesor (m)	K m/día	Espesor (m)	K m/día	Espesor (m)	K m/día	Espesor (m)	K m/día	Espesor (m)	K m/día	Espesor (m)	K m/día
1	0.5	10^{-8}	3.1	10^{-8}	2.56	10^{-7}	2.76	10^{-7}	3.76	10^{-6}	2.21	10^{-7}
2	8.12	10^{-7}	5.09	10^{-6}	2.92	10^{-5}	2.88	10^{-3}	2.34	10^{-5}	2.99	10^{-5}
3	11.5	10^{-3}	5.2	10^{-5}	8.16	10^{-3}	7.51	10^{-2}	2.41	10^{-2}	4.18	10^{-5}
4	1.1	10^{-2}	1.88	10^{-4}	8.13	10^{-3}	9.87	10^{-3}	1.86	10^{-2}	5.9	10^{-3}
5	13.6	10^{-2}	8.59	10^{-3}	4.45	10^{-3}	3.88	10^{-3}	14.7	10^{-3}	2.55	10^{-3}
6	2	10^{-4}	2	10^{-3}	5.66	10^{-4}	3.62	10^{-4}	5.18	10^{-4}	2.65	10^{-4}
7	3	10^{-5}	13.45	10^{-3}	4.3	10^{-5}	4.01	10^{-4}	3.64	10^{-4}	5.98	10^{-5}
8	4	10^{-6}	1.9	10^{-5}	3.15	10^{-6}	1.35	10^{-6}	4.14	10^{-5}	3.83	10^{-6}

9	5	10^{-7}	5.72	10^{-7}	1	10^{-7}	3	10^{-7}	1.66	10^{-5}	4.83	10^{-7}
10	7	10^{-8}	5	10^{-8}	3.15	10^{-8}	3.1	10^{-8}	6.13	10^{-7}	2.33	10^{-8}
11			4	10^{-8}	6.9	10^{-8}	2.95	10^{-8}	1.83	10^{-8}		
12									6.33	10^{-3}		

Comparativamente, Tomografía uno, en estado seco, y la tomografía 6, en estado seco, hay diferencias en sus espesores, en algunos casos fuertemente, con respecto a su conductividad hidráulica los resultados son más estables, casi son similares, un análisis por estrato sería:

Estrato 1, su espesor en estado seco es de 0.5 metros, en las siguientes tomografías se eleva a 3.1m, 2.56m, 2.76m, 3.76m y 2,21 m, su conductividad hidráulica K_1 de 10^{-8} en estado seco a 10^{-8}, 10^{-7}, 10^{-5}, 0 en estado húmedo y 10^{-6} al final, incrementa su conductividad hidráulica con la presencia del agua.

Estrato 2: su espesor en estado seco es de 8.12 metros, en los siguientes estratos baja a 5.09, 2.92, 2.88 y 2.34, la reducción dramática es del valor de la Tomografía 1 a la 2, después casi queda en mismo valor, su conductividad hidráulica K_2, si varía de 10^{-7} en estado seco a 10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-3}, 10^{-5}, 10^{-5} y 10^{-5}; hay un impacto a la baja del frente húmedo.

Estrato 3: su espesor en estado seco es de 11.5 metros, en las siguientes tomografías baja a 5.2 m, 8.16 m, 7.51m, 2.41 m y 4.18 m, cambia a la baja en los últimos cinco estratos, su conductividad hidráulica K_3, si varía de 10^{-3} en estado seco a 10^{-5}, 10^{-4}; 10^{-2}, 10^{-2} y 10^{-5}, estos cambios indican que hay un impacto del frente húmedo tanto en su espesor como en su conductividad hidráulica, sube, luego baja la resistividad, hasta este estrato se detectan cambio por el frente húmedo.

Estrato 4: su espesor en estado seco es de 1.1 metros, en las siguientes tomografías se eleva a 1.88 m, 8.13 m, 9.87m, 1.86m y 5.9 m, cambia mucho en estratos 3 y 4, baja en el estrato 5 y se eleva en el 6, su conductividad hidráulica K_4, si varía de 10^{-2} en estado seco a 10^{-4}, 10^{-2}; 10^{-2} y 10^{-2} casi es constante, ya el impacto del frente húmedo no es evidente.

Estrato 5: su espesor en estado seco es de 13.6 metros, en las siguientes tomografías baja a 8.59 m, 4.45 m, 3.88 m, 14.7 y 2.55 m, cambia a la baja, su conductividad hidráulica K_5, si varía de 10^{-2} en estado seco a 10^{-4}, 10^{-3}; 10^{-3},10^{-3} y 10^{-3}; aunque sus espesores cambian su conductividad hidráulica casi no, significa que ya el impacto del frente húmedo no es evidente.

Estrato 6: su espesor en estado seco es de 2.0 metros, en las siguientes tomografías se mantiene contante y luego se eleva a 2.0 m, 5.06 m, 3.62 m, 5.18m, y 2.65 m varia al alza y en estado seco a la baja, su conductividad hidráulica K_6, si varía de 10^{-4} en estado seco a 10^{-3}, 10^{-4}; a 10^{-4}, 10^{-4} y 10^{-4}; aunque sus espesores cambian su conductividad hidráulica no, significa que ya el impacto del frente húmedo no es evidente.

Estrato 7: su espesor en estado seco es de 3.0 metros, en las siguientes tomografías se eleva a 13.45 m, y luego baja a 4.3 m, 4.01 m, 3.64 m y 5.98, su conductividad hidráulica K_7, si varía de 10^{-5} en estado seco a 10^{-3}, 10^{-4}; 10^{-4}, 10^{-5}, aunque sus espesores cambian su conductividad hidráulica no, significa que ya el impacto del frente húmedo no ocurre en este estrato.

Estrato 8: su espesor en estado seco es de 4.0 metros, en las siguientes tomografías baja a 1.9 m, y luego se eleva a 3.15 m, y vuelve a bajar a 1.35 m, luego sube 4.14 m y finalmente queda en 3.33, varia poco. Su conductividad hidráulica K_8, si varía de 10^{-6} en estado seco a 10^{-4}, 10^{-4}; 10^{-4}, 10^{-6} y 10^{-6}; sus espesores y conductividades varían poco, en la última tomografía (6) se regresa a valores en estado seco, ya no hay evidencias del frente húmedo.

Estrato 9: su espesor en estado seco es de 5.0 metros, en las siguientes tomografías sube a 5.72 m, y luego se baja a 1.0 m, y vuelve a subir a 3.0 m, luego baja a 1.66 m y finalmente queda en 4.83 m, baja, sube hasta casi llegar al estado seco. Su

conductividad hidráulica K_9, si varía de 10^{-7} en estado seco a 10^{-7}, 10^{-7}; 10^{-7}, 10^{-7} y 10^{-7}; aunque sus espesores cambian su conductividad hidráulica no, significa que ya el impacto del frente húmedo no existe.

Estrato 10: su espesor en estado seco es de 7.0 metros, en las siguientes tomografías baja a 5.0 m, y luego se baja a 3.15 m, y vuelve a bajar 3.1 m, baja a 1.83 m y finalmente llega a 2.83 m, va hacia la baja, su conductividad hidráulica K_{10}, no varía de 10^{-7} en estado seco a 10^{-7}, 10^{-7}; 10^{-7}y 10^{-8}; se mantiene constante, significa que ya el impacto del frente húmedo no existe.

El frente húmedo ha afectado notablemente los primeros tres estratos al realizar dos riegos y otro más espaciado en una semana, se considera que el frente húmedo sigue bajando hasta alcanzar el nivel freático, ¿cuándo ocurre esto?

La profundidad de exploración fue de 39.4, se propone los siguientes espesores de estratos que cubre toda esta profundidad, su cálculo se realiza promediando.

Tabla: promedio de espesores de estrato, valores de resistividad y conductividad hidráulica en base a su litología.

ESTRATO	ESPESOR [m]	RESISTIVIDAD Ω-m	LITOLOGIA
1	0.85	13.7	Suelo arcilloso, impermeable $K_1= 10^{-7}$
2	3.16	27	Arenas limosas, permeable $K_2 = 10^{-5}$
3	5.6	25.2	Arenas gravosas, permeable $K_3 = 10^{-4}$
4	3.9	35.1	Aluvión, arenoso, permeable $K_4 = 10^{-3}$
5	7.07	46.8	Aluvión compacto, permeable $K_5 = 10^{-2}$
6	2.62	58.48	Aluvión compacto, permeable $K_6 = 10^{-4}$
7	4.84	72.21	Tobas areno-limosas, semi permeable $K_7= 10^{-5}$
8	2.17	104.5	Roca ígnea de baja densidad, semi permeable $K_8 = 10^{-6}$
9	2.64	125	Rocas ígneas fracturadas, semi permeable $K_9 =10^{-7}$
10	3.56	154.3	Rocas ígneas impermeables $K_{10} = 10^{-8}$
11	3.06	141.25	Rocas ígneas impermeables $K_{11} = 10^{-8}$

Valores deducidos de la Tomografía; los espesores de los estratos y su resistividad, es a partir de esta información y de valores de conductividad hidráulica ficticios, se le asigna una conductividad hidráulica promedio para cada estrato, la carga hidráulica a vencer son los 39.4 metros que es la profundidad de exploración. Aplicando la ley de Darcy se obtiene el caudal unitario, pasa por cada estrato y el tiempo que se llevaría en cruzarlo, con esos valores se puede sumar y cubrir el espesor explorado (39.4 m), es posible tener una idea del gasto unitario que podría ingresar al acuífero de Texcoco y el tiempo que tardaría en hacerlo. Se cuenta con un valor de permeabilidad para dos puntos cercanos al área de estudio, la K del pozo Tlapeaxco = 5.8 10^{-4} [m/día]

Velocidad del agua en movimiento (Price, 2010)

Si se conoce la Conductividad hidráulica K; el espesor saturado del acuífero (espesor por estrato) y el gradiente hidráulico= (0.0-39.4) /1= 39.4, con Darcy es posible calcular la cantidad de agua que fluye a través del acuífero. Hay que tomar en cuenta esta simulación, ya que no se está estudiando la zona saturada sino la zona de aereación. Q=kiA, donde A= área unitaria. El caudal que pasa por cada estrato, si es constante, como cuando se declara la temporada de lluvia o se establece un programa de riego constante o una combinación de ambos efectos. Q=kiA

Tabla: cálculo del gasto unitario que pasa por cada estrato

$Q_1 = 10^{-7} * 0.85$	$= 8.5\ 10^{-8}$ m^3 /día	= 0.000085 l.p. día
$Q_2 = 10^{-5} * 3.16$	$= 0.0000316$ m^3 /día	= 0.0316 l.p. día

$Q_3 = 10^{-4} * 5.6$	$= 0.00056\ m^3$ /día	= 0.56	l.p. día
$Q_4 = 10^{-3} * 3.9$	$= 0.0039\ m^3$ /día	= 3.9	l.p. día
$Q_5 = 10^{-2} * 7.7$	$= 0.077\ m^3$ /día	= 77	l.p. día
$Q_6 = 10^{-4} * 2.62$	$= 0.000262\ m^3$ /día	= 0.262	l.p. día
$Q_7 = 10^{-5} * 4.84$	$= 0.0000484\ m^3$ /día	= 0.0484	l.p. día
$Q_8 = 10^{-6} * 2.17$	$= 0.00000217\ m^3$ /día	= 0.00217	l.p. día
$Q_9 = 10^{-7} * 2.64$	$= 0.000000264\ m^3$ /día	= 0.000264	l.p. día
$Q_{10} = 10^{-8} * 3.56$	$= 0.0000000356\ m^3$ /día	= 0.0000356	l.p. día
$Q_{11} = 10^{-8} * 3.06$	$= 0.0000000306\ m^3$ /día	= 0.0000306	l.p. día
Total, de gasto		**= 81.8045852**	**l.p. día**

Pasa muy poco gasto unitario por día, entre menor sea la conductividad hidráulica, menos caudal. Según Darcy, en una forma muy simple, en un medio poroso la *velocidad del flujo* es proporcional al producto del área de la sección transversal por el gradiente hidráulico y la conductividad hidráulica.

Si la velocidad aparente (q_1) es = Q/A, se le conoce como *descarga específica*, involucrando a Darcy; q_1 = K*I [m/día]; **I** gradiente hidráulico (adimensional), son las mismas unidades de K, q_1 , pero no corresponde a la velocidad del agua subterránea, esto es debido a que área **A** que se usa para el cálculo de $\mathbf{q_1}$ es el área de la sección transversal de todo el acuífero analizado, en realidad el agua se mueve solo en una porción del acuífero; en el espacio poroso, si el agua solo fluye por los poros, la velocidad del flujo debe incrementarse. (Price, 2010)

Si la velocidad del flujo a través del área $\mathbf{A_1}$ es $\mathbf{q_1}$, cuando la totalidad del área $\mathbf{A_1}$ está disponible, entonces la velocidad del flujo a través de la sección reducida $\mathbf{A_2}$ será **v** en donde: $\mathbf{q_1 A_1 = v\ A_2 = Q}$

La relación $\mathbf{A_2/A_1}$ es igual a la relación de volúmenes de los poros con respecto al volumen total, es decir es la porosidad, por tanto:

$$\mathbf{v = Q/A_2 = Q/\eta A_1 = q/\eta}$$

Los poros no son homogéneos, podrían estar cementados y sellados, esta es la razon para considerar una velocidad promedio en el flujo en el medio poroso, por lo tanto, la velocidad del agua subterránea seria: (Price, 2010)

$$\mathbf{v_2 = q_1/\eta_d = K\ I\ /\ \eta_d}$$

Donde $\mathbf{v_1}$ es la velocidad de flujo promedio del agua subterránea y $\mathbf{\eta_d}$ es la porosidad cinemática o porosidad dinámica, $\mathbf{\eta_d}$ no es fácil determinar en campo y laboratorio, su valor se acerca al caudal especificó (**Sy**).

Rendimiento específico (**Sy**) es el volumen del agua, expresado como el porcentaje total del volumen total del acuífero que drenara libremente o por gravedad en el acuífero y es igual al gasto/abatimiento, por ejemplo, en el pozo Tlapeaxco su gasto es 36 l.p.s. y se abate aproximadamente 4 metros, su Sy = $9*10^{-3}$ m/día; si se supone que la zona de aereación está compuesta principalmente por arcillas, arenas y limos permeables, con una porosidad dinámica del 10% en toda ella, en el pozo Tlapeaxco, la velocidad del flujo en la zona de aereación sería en promedio $v_1 = 9*10^{-3} * 39.4/0.1 = 3.54$ m/día, es decir se requieren 11.2 días para que el flujo de agua llegue a esa profundidad y si los siguientes estratos son similares a los estudiados y el nivel freático se encuentra a los 80 metros de profundidad, se requieren 22.59 días para que el flujo de agua llegue a alimentar al acuífero.

Otra evaluación es considerando los resultados estratigráficos que proporcionó la geofísica, indica que en 39.4 metros se encontraron 11 estratos de diferentes granulometrías, por tanto, con diferentes conductividades hidráulicas, se manifiesta la

anisotropía en sentido vertical y horizontal, los estratos se acuñan o desaparecen del perfil, no son continuos, un análisis de la velocidad de flujo por cada estrato seria el siguiente:

Esta forma de evaluar involucra; el espesor del estrato; la porosidad dinámica **ηd**, el gradiente. sin olvidar que los valores expresados en la siguiente tabla son ficticios, han sido estimados por otros investigadores para la zona saturada, lo mismo sería con la porosidad dinámica.

Tabla: resultados de la velocidad de flujo promedio por estrato

ESTRATO	ESPESOR [m]	Conductividad hidráulica m/día	Rendimiento especifico Sy	Porosidad cinemática ηd	Velocidad de flujo en m/día
1	0.85	$K_1= 10^{-7}$	0.0001	0.05	0.0017
2	3.16	$K_2 = 10^{-5}$	0.001	0.08	0.0395
3	5.6	$K_3 = 10^{-4}$	0.01	0.1	0.56
4	3.9	$K_4 = 10^{-3}$	0.1	0.13	3
5	7.07	$K_5 = 10^{-2}$	1	0.15	47.3
6	2.62	$K_6 = 10^{-4}$	0.01	0.1	2.62
7	4.84	$K_7= 10^{-5}$	0.001	0.08	0.060
8	2.17	$K_8 = 10^{-6}$	0.001	0.06	0.0356
9	2.64	$K_9 =10^{-7}$	0.0001	0.05	0.0052
10	3.56	$K_{10} = 10^{-8}$	0.0001	0.04	0.0089
11	3.06	$K_{11} = 10^{-8}$	0.0001	0.04	0.0075

Valores que sirven de guías para este análisis:

Tabla: Resultados de la velocidad del flujo por estrato.

Estrato 1.	$V_1 = K\ I / \eta_d =$ 0.0001*0.85/0.05	= 0.0017 [m/día]
Estrato 2.	$V_2 = K\ I / \eta_d =$ 0.001*3.16/0.08	= 0.0395 [m/día]
Estrato 3.	$V_3 = K\ I / \eta_d =$ 0.01*5.6/0.1	= 0.56 [m/día]
Estrato 4.	$V_4 = K\ I / \eta_d =$ 0.1*3.9/0.13	= 3.0 [m/día]
Estrato 5.	$V_5 = K\ I / \eta_d =$ 1*7.07/0.15	= 47.3 [m/día]
Estrato 6.	$V_6 = K\ I / \eta_d =$ 0.1*2.62/0.1	= 2.62 [m/día]
Estrato 7.	$V_7 = K\ I / \eta_d =$ 0.001*4.84/0.08	= 0.060 [m/día]
Estrato 8.	$V_8 = K\ I / \eta_d =$ 0.001*2.17/0.06	= 0.0356 [m/día]
Estrato 9.	$V_9 = K\ I / \eta_d =$ 0.0001*2.64/0.05	= 0.0052 [m/día]
Estrato 10.	$V_{10} = K\ I / \eta_d =$ 0.0001*3.56/0.04	= 0.0089 [m/día]
Estrato 11.	$V_{11} = K\ I / \eta_d =$ 0.0001*3.06/0.04	= 0.0076 [m/día]
Promedio de velocidad		= **5.3638** [m/día]

A esa velocidad cruzaría los 39.4 metros de espesor de zona de aereación sería de 7.34 m/días, si el nivel freático está a 80 metros de profundidad, las primeras partículas de agua llegarían al acuífero en 14.18 días. Este valor difiere casi al doble del cálculo realizado tomando en cuenta los espesores y conductividades hidráulicas de cada estrato.

Para que esto ocurra se deben cumplir las condiciones de infiltración continua, como puede ser la temporada de lluvia en el que los terrenos están continuamente húmedos, o si es artificial a través del riego, procurar una lámina constante o continua sobre la superficie del terreno

Conclusiones.

Los resultados de la velocidad del flujo en la zona de aereación, estimados con parámetros hidráulicos experimentales, no concuerdan con el frente húmedo identificado con los métodos geofísicos. Según los cálculos se tardaría el frente húmedo 14.18 días en

llegar al nivel freático, situado a 80 metros de profundidad y la geofísica solo detecta un avance de 9.6 metros.

Los datos de conductividad hidráulica K, obtenidos por el permeámetro de doble cilindro y permeámetro de Guelph, varían mucho con respecto a los valores considerados al primer estrato, utilizando los valores de resistividad real, son mucho más elevados, se considera que se deben tomar en cuenta, solo los deducidos a partir de su resistividad real.

Para el permeámetro del Doble Cilindro: velocidad de infiltración 29.40 cm/hora y K = 122.8 m/día. Para el permeámetro de Guelph: velocidad de infiltración 1.49 cm/hora y K = 6.02 m/día.

Se cumple con el objetivo general “evaluar los retornos del agua de riego a los Acuíferos, probarlo en el acuífero de Texcoco y generalizarlo”, solamente se ha probado en una parte media del Valle, para generalizarlo se tendrían que hacer varias pruebas en otros sitios, la principal dificultad para ello, es la disponibilidad de los terrenos y el riego que no es tan constante en estos tiempos, solo se calculó para el área de influencia de la Universidad Autónoma Chapingo.

Los resultados son los siguientes: Caudal unitario que pasaría por este punto en suelo Q= 81.8045852 l.p. día, mismo que cruzaría la columna de suelo de 39,4 metros de espesor a una velocidad de 5.3638 [m/día], se tardaría 7.34 días en pasarla y si el nivel freático se ubica a los 80 metros, para llegar a ellos se tardarían 14.18 días. Con este procedimiento es factible evaluar el volumen de agua y el tiempo que se tardaría en alimentar el acuífero después de la temporada de lluvia (tres meses) o un periodo de riego. De igual manera se determinó la estratigrafía a los 39.4 metros de exploración de la zona de aeración de Laboratorio de Ingeniería de Riego del Departamento de Irrigación. UACh.

Literatura Citada.

- Campos A, D. F. 1998. *Procesos del ciclo hidrológico*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería. San Luis Potosí, S. L. P México.
- CFE. 1984. Instituto de Investigaciones Eléctricas. *Geohidrología*. México
- Chaves R, 1984. *Geohidrología*. Departamento de Irrigación, UACh, México.
- Custodio, E. y Llamas, M.R. (1983). *Hidrología subterránea*-Tomo I, 2da. edición. Omega, España.
- Coduto, D.P. (1999). Geotechnical Engineering. Principles and Practices. New Jersey, Upper Saddle River, Prentice Hall, 142 p.
- Héctor Garduño Velasco. 2009. *Foro de políticas públicas del agua*. Sesión de sustentabilidad. UNAM, México
- LUKE, G.; MOORHEAD, S.; CALDER, T.; BURKE, K. and DEYL, R. 1995. Irrigation Managment on Avocados on Sandy Soils in Western Australia. Department of Agriculture. Conference "The Way Ahead". Western Australian, april 1995. pp. 79-86
- Oscar Danilo Matus Silva. 2007. *Elaboración participativa de una metodología para la identificación de zonas potenciales de recarga hídrica en subcuencas hidrográficas, aplicada a la subcuenca del río Jucuapa, Matagalpa*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. Tesis de Maestría. Turrialba, Costa Rica.
- Price Michael (2010). *Agua Subterránea*. Editorial Limusa, México.
- INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales fisiográficos*. Continuo Nacional. Escala 1:1´000,000. Serie I. 1ª Edición. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2002. *Conjunto de Datos Geológicos Vectoriales E1401. Escala 1:250,000*. Serie I.1ª Edición. Aguascalientes, México.
- Reyes A. 2010. Subsuelo del Valle de Texcoco. Departamento de Irrigación. UACh. México
- Reyes A. 2016. Geología. Una introducción a las ciencias de la tierra. Chapingo, Estado de México

7- Economía, educación y legislación del agua

- TRIBUTACIÓN AMBIENTAL Y FERTILIZANTES AGRÍCOLAS: UNA ALTERNATIVA PARA RECUPERAR LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN ARGENTINA.
- ANÁLISIS DE PRECIOS UNITARIOS PARA RIEGO RESIDENCIAL AUTOMATIZADO: UN ESTUDIO DE CASO.
- DETERMINACION DEL COSTO DE EXTRACCION Y PRECIO DE VENTA DE AGUA PARA USO POTABLE: UN ESTUDIO DE CASO.
- MONITOREO DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE SAN ROQUE A PARTIR DE IMÁGENES SATELITALES LANDSAT 8.

TRIBUTACIÓN AMBIENTAL Y FERTILIZANTES AGRÍCOLAS: UNA ALTERNATIVA PARA RECUPERAR LA CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN ARGENTINA

Salassa Boix, R.

Universidad de Murcia
Facultad de Derecho
Departamento de Derecho Administrativo
C/ Santo Cristo 1, 30001, Murcia (España)
rodolfoboix@um.es - rodolfoboix@hotmail.com

RESUMEN:
Considerando que la eutrofización acarrea graves consecuencias sanitarias, ambientales y económicas, que una de sus principales causas estriba en el uso excesivo de fertilizantes químicos en la agricultura y que el Derecho tributario es un mecanismo eficaz para modificar conductas humanas, nuestro objetivo consiste en evaluar la manera en que el sistema tributario nacional puede ayudar a recuperar la calidad de sus recursos hídricos y realizar propuestas normativas en esa dirección. El trabajo se construye en base a una visión jurídica dogmática e interdisciplinar, con un especial enfoque en el Derecho tributario, ambiental y comparado. El sistema tributario argentino cuenta con dos grandes bloques de alternativas complementarias para modificar ciertas prácticas agrícolas y recuperar la calidad de los recursos hídricos eutrofizados. A estos fines, se puede aumentar la presión fiscal que pesa sobre la actividad agrícola intensiva, implementando un nuevo tributo o modificando los tributos vigentes, y disminuir la presión fiscal de aquellos productores que hacen un manejo responsable de los fertilizantes y agroquímicos, implementando nuevos beneficios fiscales o eliminando aquellos que implican un mensaje ecológico opuesto. El trabajo demuestra que Argentina actualmente no está haciendo uso de la Tributación Ambiental para modificar prácticas agrícolas implicadas la eutrofización de sus aguas, no obstante, cuenta diferentes opciones tributarias para revertirla a través de la modificación de ciertas prácticas agrícolas.

PALABRAS CLAVE: Tributación ambiental; eutrofización; fertilizantes; recursos hídricos; Argentina.

ABSTRACT: Considering that eutrophication has serious health, environmental, and economic consequences, that one of its main causes is the excessive use of chemical fertilizers in agriculture and that Tax Law is an effective mechanism to modify human behaviors, our goal is to evaluate how the national tax system can help to restore the quality of its water resources and offer legal proposals in that direction. The work is based on a dogmatic and interdisciplinary legal vision, with a special focus on Tax, Environmental, and Comparative Law. The Argentine tax system has two large blocks of complementary alternatives to modify certain agricultural practices and restore the quality of water resources. To this purpose, the tax burden on intensive agricultural activity can be increased, by implementing a new tax or modifying the current taxes, and reducing the tax burden on those producers who make a responsible management of fertilizers and agrochemicals, implementing new fiscal benefits or eliminating those that imply an opposite ecological message. Argentina is currently not making use of Environmental Taxation to modify agricultural practices involved in the eutrophication of its waters, however, it has different tax options to reverse it through the modification of certain agricultural practices.

KEYWORDS: Environmental taxation; eutrophication; fertilizers; water resources; Argentina.

INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

Hace décadas que algunos ríos, lagos y embalses argentinos presentan un estado eutrófico que está afectando su composición y que, a pesar de la densidad poblacional y el número de habitantes por unidad de superficie acuática son bajos (Quirós, 2000, 43-44), acarrea peligrosas consecuencias para la población y el medio ambiente. La eutrofización es un proceso de deterioro del agua ocasionado por el enriquecimiento excesivo y descontrolado de nutrientes, principalmente el nitrógeno y el fósforo, que condiciona la utilización de aquella y genera un impacto ecológico, sanitario, económico y social (Girão et al., 2007). De ahí la importancia de su estudio y de encontrar alternativas para solucionarla.

Este proceso se manifiesta por la disminución del oxígeno disuelto en el agua y el aumento de la biomasa vegetal, las cuales van formando densas capas flotantes que cubren toda la superficie del cuerpo acuático. En consecuencia, la vida subacuática se ve afectada por la disminución de la cantidad de luz y por el carbono inorgánico disuelto (Akasaka y Takamura, 2011). La eutrofización puede originarse de manera natural, aunque generalmente está vinculada a causas antropogénicas (Volpedo *et al.*, 2009, 105). Son diversas las actividades antrópicas que contribuyen a desarrollar la eutrofización, pero la agricultura intensiva ocupa un papel protagónico en muchos de los ríos y lagos argentinos debido al uso excesivo de fertilizantes y agroquímicos (Espósito *et al.*, 2016, 52 y Quirós, 2004, 18). Si bien son variados los recursos hídricos afectados (Fernández *et al.*, 2018, 49 y Quirós, 2000, 43), la mayor problemática se localiza en la Región Pampeana (Quirós, 2006).

La Región Pampeana comprende una extensión de 52,3 millones de hectáreas que incluyen la totalidad de la Provincia de Buenos Aires y parte de las provincias de Córdoba, Entre Ríos, La Pampa y Santa Fe, de las cuales el 98,3% son tierras más que aptas para usos agrarios. Su riqueza y potencialidad productiva "…la convierten a nivel internacional en una región con ventajas competitivas para la producción de granos y carnes" (Volpedo *et al.*, 2009, 107). Ello explica que sea la zona del país con mayor eutrofización de recursos hídricos por exceso de nutrientes derivados de fertilizantes y agroquímicos. Los ríos más afectados por la eutrofización generada por la agricultura son el Río de la Plata (Quirós, 2004), el Río Paraná (Quirós, 2004), el Río Sauce Grande (Espósito *et al.*, 2016), el Río Tercero (Ledesma *et al.*, 2013) y el Río Uruguay (Chalar, 2006). Los nutrientes provenientes de los fertilizantes fueron modificando durante décadas el sistema oligotrófico de estos ríos por uno mesotrófico o eutrófico (Bazán *et al.*, 2005), generando una situación muy difícil de revertir en el corto plazo (Quirós, 2006) y que nos obliga a adoptar medidas urgentes.

A pesar de que hace décadas se conocen las causas y consecuencias de la eutrofización de las aguas, en Argentina prácticamente no se ha dictado ninguna normativa para hacer frente a esta situación. Las primeras y pocas leyes datan del año 1973 (20644 y 20966), pero no van en esta dirección, sino que buscan justamente fomentar el uso intentivo de fertilizantes. El contexto de aquella época justificaba esta decisión normativa, pero es inexplicable que hoy en día, con toda la información disponible sobre la calidad de los lagos y ríos argentinos, no se haya dictado nuevas normas.

La eutrofización no sólo está generando graves problemas ambientales, sino que también afecta a otros sectores económicos regionales que dependen del buen estado de los lagos y ríos (Fernández *et al.*, 2018, 49). Son variadas las propuestas para revertir esta situación, pero una de la más efectiva pasa por reducir el uso de fertilizantes químicos (Quirós *et al.*, 2006, 15 y Esposito *et al.*, 2016, 60), ya que en general suele utilizarse más fertilizante del necesario (Scott, 2016, 58). Y si hablamos de modificar conductas humanas, las medidas tributarias ambientales tienen mucho que aportar (Salassa Boix, 2018b), incluso cuando se trata de actividades agrícolas (Lötjönen & Ollikainen, 2017, 290).Considerando que la eutrofización acarrea graves consecuencias sanitarias, ambientales y económicas, que una de sus principales causas estriba en el uso excesivo de fertilizantes químicos en la agricultura y que el Derecho tributario puede ser un mecanismo eficaz para modificar conductas humanas, nuestro objetivo consiste en evaluar la manera en que el sistema tributario nacional puede ayudar a recuperar la calidad de sus recursos hídricos eutróficos y realizar propuestas normativas en esa dirección. Para ello, el trabajo se construye en base a una visión esencialmente dogmática e interdisciplinar del Derecho, con un especial enfoque

en el Derecho tributario, ambiental y comparado. De manera que la meta es comprender primero, en base al material recolectado, y explicar después el significado de las normas positivas vigentes sobre la tributación ambiental y los fertilizantes.

TRIBUTACIÓN AMBIENTAL

Las medidas tributarias ambientales son los tributos y beneficios fiscales que se utilizan para proteger el medio ambiente modificando la conducta contaminante de los contribuyentes. Estas dos medidas integran el área del Derecho tributario conocida como "Tributación Ambiental". Existe una gran variedad de mecanismos estatales de protección ambiental (Salassa Boix, 2018b, 31), pero en las últimas décadas las medidas tributarias vienen cobrando un protagonismo cada vez mayor. Los informes de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE/OECD) demuestran que en los últimos veinticinco años la mayoría de sus Estados miembros ha implementado un proceso de reforma fiscal ambiental (OECD, 2016). Todo ello ha llevado a demostrar empíricamente lo que se venía sosteniendo teóricamente: que el Derecho tributario es un instrumento jurídico eficaz para la protección ambiental (Castello, 2016, 100).

Los tributos ambientales son aquellos gravámenes que tienen como finalidad esencial el desaliento de conductas contaminantes, más allá de la asignación de los fondos recaudados (Salassa Boix, 2015, 29). En primer lugar, son auténticos tributos. Es decir que su hecho imponible cuenta con los mismos elementos que caracteriza a todo gravamen y se encuentran igualmente limitados por los principios constitucionales tributarios (Milne, 2011, 428). En segundo lugar, adoptan como finalidad principal el desaliento de conductas contaminantes y como finalidad secundaria la obtención de recursos económicos. A estos efectos, la presión tributaria debe tener una cierta entidad para que al contribuyente no le dé lo mismo agredir el medio ambiente que no hacerlo (Salassa Boix, 2015, 31). En tercer lugar, carecen de naturaleza sancionatoria. Las sanciones económicas dependen de que exista una infracción previa y el pago de un tributo del hecho imponible. En cuarto lugar, su naturaleza ambiental no está ligada al destino ambiental de la recaudación, sino al desaliento de una conducta contaminante (función disuasoria) (Milne, 2011, 439).

Los beneficios fiscales ambientales consisten en ventajas tributarias que, justificados en la protección ambiental, persiguen anular, aminorar o aplazar el pago de un gravamen para incentivar conductas ambientales (Salassa Boix, 2015, 38). La diferencia con los tributos ambientales estriba en que los últimos persiguen desmotivar la realización de conductas contaminantes, mientras que los beneficios fiscales procuran alentar el desarrollo de conductas ecológicas. Muchas veces se asimila a estos beneficios con los subsidios, pero ello no es correcto, pero los primeros afectan al presupuesto en el ámbito de los ingresos, al resignar parte de la recaudación de un tributo, en cambio los subsidios lo afectan en la esfera de los gastos públicos, al implicar un desembolso de dinero estatal.

TRIBUTACIÓN SOBRE FERTILIZANTES AGRÍCOLAS EN EL MUNDO

Si bien desde la década de los '90 los tributos ambientales se fueron extendiendo a lo largo de todo el planeta (Salassa Boix, 2018a, 175), aquellos que persiguen desalentar el uso de fertilizantes agrícolas no son tan usuales (Scott, 2016, 15). No obstante, desde 1972 tenemos registros de un impuesto sobre los fertilizantes artificiales en Dinamarca, que luego se replicó en Finlandia (1976), Suecia (1982) y Noruega (1988). También son interesantes las propuestas normativas de Austria (1986), Países Bajos (1994) y Estados Unidos (1998). Si bien prácticamente ninguno de estos gravámenes se encuentra vigente, sus aciertos y errores resultan útiles para implantar cargas ambientales similares en Argentina.

Finlandia

En el año 1976 Finlandia fue uno de los primeros países en establecer un impuesto nacional sobre los fertilizantes agrícolas, derogado en 1994 como consecuencia de su

ingreso a la Unión Europea (UE). Inicialmente fue aplicado sobre la cantidad general de fertilizante y no sobre la cantidad específica del mineral contenido en él. Esto cambió en 1992 cuando se comenzó a gravar el nitrógeno y potasio que contenían los fertilizantes químicos, lo cual ayudó a desalentar su uso (Rougoor et al., 2001, 883).

La liquidación del impuesto consistía aplicar un importe fijo sobre el kilogramo de fertilizante artificial (1976 y 1992) o el kilogramo de minerales contenidos en esos fertilizantes (1993 y 1994). El importe del gravamen osciló entre 0,006 y 0,09€/kg de fertilizante hasta 1992 y, a partir de allí, pasó a ser de 0,44€/kg de potasio o nitrógeno (Rougoor et al., 2001, 883). El nivel de fertilizantes utilizado se redujo en su primer año de vigencia, pero menos de lo esperado debido a que gravaba a los fertilizantes y no a la cantidad de minerales contenidos en ellos. Pero a partir del año 1992 no sólo se retocó el hecho imponible, sino que también se aumentó el importe a pagar, derivando en una fuerte caída del uso de fertilizantes artificiales (39 millones de kilogramos) (ECOTEC, 2011, 135).

Suecia

Hace casi 40 años el gobierno sueco comenzó a gravar los fertilizantes artificiales en un proceso normativo que constó de dos etapas. En 1982 se legisló un impuesto sobre el nitrógeno, fósforo y potasio contenido de los fertilizantes para subsidiar la exportación de estos productos, derivando en un aumento de su precio. En 1984 se complementó con un nuevo impuesto sobre los fertilizantes que contuviesen nitrógeno y fósforo (en 1994 el fósforo fue reemplazado por el cadmio). Este gravamen tenía mayor vocación ambiental, ya que perseguía refrenar las consecuencias contaminantes de tales fertilizantes (ECOTEC, 2011, 136). De esta forma, se gravó mediante dos tributos complementarios el nitrógeno, el fósforo, el potasio y el cadmio presente en los fertilizantes agrícolas. Desafortunadamente, ninguno de ellos se encuentra vigente. El primero (1982) fue derogado en el año 1992 y el segundo (1984) en el año 2009 (Scott, 2016, 26). Su derogación se debió a la crisis financiera mundial de 2008 y a la fuerte presión que ejerció el sector agrícola.

En ambos casos, el hecho imponible consistía en la importación o fabricación de fertilizantes basados en nitrógeno, potasio, fósforo o cadmio, sin existir ningún tipo de beneficio fiscal para aliviar la presión tributaria. Los sujetos pasivos eran los importadores y fabricantes que debían liquidar el impuesto mensualmente, según la cantidad de fertilizante importado o producido. Entre ambos impuestos, la presión fiscal llegó a representar 0,24€/kg de nitrógeno y 0,50€/kg de potasio, lo que implicó un aumento entre el 15 y 35% del precio de los fertilizantes (Söderholm & Christiernsson, 2008, 240).

El tiempo demostró que el impuesto ayudó a disuadir el uso excesivo de fertilizantes químicos (Konjunkturinstitutet, 2014) que generalmente se aplicaban de manera desproporcionada (Nielsen, 2010). También promovió la sustitución de estos fertilizantes por otros de carácter orgánico provenientes de animales (Andersen, 2016, 3). Uno de sus mayores obstáculos fue que no había prácticamente tributos similares en el resto de Europa, perjudicando las condiciones de competitividad del sector agrícola sueco, lo que finalmente derivó en su derogación en el año 2009 (Sou, 2003, 9). La eficacia ambiental que demostró durante su vigencia (Pearce & Koundouri, 2003, 4), movilizó a las organizaciones no gubernamentales ambientalistas a solicitar su reimplantación (Andersen, 2016, 1).

Austria

En 1986 Austria estableció un impuesto sobre los fertilizantes que fue derogado ocho años más tarde (1994) cuando el país ingresó a la UE. Con el paso de los años su objetivo se fue redefiniendo para promover la producción de cultivos que requieran menos fertilizantes químicos, en especial las leguminosas que absorben sus propios nutrientes del aire. Esto produjo una reducción de 6000Tn de nitrógeno (6%) (ECOTEC, 2011, 130). El impuesto se calculaba aplicando un importe fijo sobre cada kilo de mineral, dependiendo del período que se trate. Entre 1986 y 1990, el importe era 0,25€/kg de nitrógeno, 0,15€/Kg de

fósforo y 0,07€/Kg de potasio. Entre 1991 y 1994, los importes prácticamente se duplicaron y fueron de 0,47€/kg de nitrógeno, 0,25€/Kg de fósforo y 0,13€/Kg de potasio.

Este gravamen contribuyó a mermar el uso de fertilizantes a raíz de la educación ambiental que significaba para los productores y el incremento de precios producido desde 1987, además de financiar la promoción de fertilizantes naturales (estiércol) o cultivos que no requieren tantos nutrientes (leguminosas). Entre 1987 y 1994 la cantidad de fertilizantes nitrogenados tuvo una reducción anual de 0,5 kilogramos por hectárea, aunque el impacto sobre las capas subterráneas se comprobó varios años más tarde (ECOTEC, 2011, 132).

Estados Unidos (Florida)

En 1994 el Estado de Florida (EEUU) estableció un impuesto sobre la propiedad, el arrendamiento y cualquier otro derecho real sobre las tierras situadas en el área agrícola del Parque Nacional de Everglades, debido al fósforo vertido por la agricultura. La riqueza del suelo de esas tierras hace que su explotación económica sea considerada un privilegio y que, por tal motivo, deban pagar una carga inmobiliaria especial (§373.4592(6)(a). Todo ello basándose en la presunción que toda la tierra de esa área es usada con fines agrícolas.

El gravamen alcanza toda la actividad agrícola, ya que su intensidad contribuye a la escorrentía de nutrientes y la eutrofización de los lagos del Parque Nacional de Everglades (Vaithiyanathana & Richardson, 1997), en especial el Lago Okeechobee (Engstrom *et al.*, 2006). La actividad agrícola desarrollada en esa área es la responsable de la filtración de altos niveles de fertilizantes, en especial el fósforo, el nitrato y el amoníaco, originada por el uso ineficiente que los productores hacen de ellos (Haman & Svendsen, 2006, 293).

El impuesto a pagar se calcula aplicando un importe fijo por cada acre que ocupa el inmueble situado dentro del área agrícola. En 1994 comenzó con un importe de 24,89USD por acre (10USD/ha) y luego se fue incrementando hasta llegar en 2013 a su valor máximo, con 35USD por acre (14,16USD/ha). Ello permitió que se puedan acomodar paulatinamente las prácticas agrícolas antes que el impuesto se aplique en su plenitud. No obstante, a partir del año 2014, el importe se fue reduciendo hasta llegar a 10USD por acre a partir del año 2036 (§373.4592(6)(c). Hoy en día se sitúa en los 25USD por acre (10,11USD/ha). Si bien el impuesto alcanza toda el área agrícola de Everglades, se conceden beneficios fiscales anuales para los productores que, a través de las buenas prácticas agrícolas, demuestren la reducción del vertido de fósforo (§373.4592(6)(c).

Mediante este impuesto no sólo se desalentó la agricultura intensiva en Everglades, ya que demostró ser eficiente para reducir el nivel de fósforo que se escurría al Lago Okeechobee (Haman & Svendsen, 2006, 300), sino que también se obtuvieron fondos para restaurar su ecosistema y financiar proyectos para reducir el uso de fertilizantes.

Países Bajos

Entre los años 1998 y 2005 los Países Bajos instauraron un impuesto nacional que alcanzaba el exceso de nitrógeno y fosfato por hectárea para el sector agrícola conocido como *Mineral Accounting System* (MINAS), que operaba como un mecanismo para contabilizar ciertos minerales y así liquidar el gravamen que alcanzaba el uso excesivo de aquéllos (Wright, 2006, 107). Su objetivo era mejorar la eficiencia de los fertilizantes artificiales para reducir los nutrientes, en sintonía con la Directiva 91/676/CEE. Pero en octubre de 2003 el impuesto fue cuestionado por la Corte de Justicia Europea (OECD, 2007, 138) por entender que no se ajustaba al contenido de dicha Directiva. Ello influyó fuertemente en su posterior derogación.

Con este tributo los productores agrícolas debían mantener un registro del flujo de nitrógeno y fosfato que ingresaba y egresaba de sus establecimientos por cualquier medio (alimentos, fertilizantes, semillas, vegetales, animales y estiércol), para alcanzar fiscalmente el exceso de estos minerales. Por lo tanto, había que calcular el balance agrícola para determinar el excedente de minerales a partir de la diferencia entre su entrada y salida. Si liquidación implicaba un importe fijo en euros sobre el exceso de kilogramos de mineral (nitrógeno y fosfato), no sobre todo el mineral utilizado. El límite para fijar el exceso de mineral se fue endureciendo con los años para permitir que los productores agrícolas se vayan acomodando gradualmente al nuevo impuesto.

El límite para determinar el uso excesivo de minerales se fijó en cuatro períodos. En los años 1998 y 1999 el límite para el nitrógeno era de 300Kg/ha (praderas) y 175Kg/ha (tierras cultivables) y para el fosfato era de 40Kg/ha, en todos los casos. En los años 2000 y 2001 era para el nitrógeno de 250Kg/ha (praderas) y 125Kg/ha (tierras cultivables) y para el fosfato era de 35Kg/ha, en todos los casos. En el año 2002 para el nitrógeno era de 220Kg/ha (praderas) y 110Kg/ha (tierras cultivables) y para el fosfato era de 30Kg/ha, en todos los casos. A partir de 2003, el límite se clasificó según sean tierras con barro y turba o soleadas. En las primeras, el límite para el nitrógeno era de 180Kg/ha (praderas) y 100Kg/ha (tierras cultivables) y para el fosfato era de 20Kg/ha (praderas) y 25Kg/ha (tierras cultivables). En las tierras soleadas, el para el nitrógeno de 140Kg/ha (praderas) y 60Kg/ha (tierras cultivables) y para el fosfato de 20Kg/ha (praderas) y 25Kg/ha (tierras cultivables).

El importe que se aplicaba sobre el exceso de mineral también se fue endureciendo con el tiempo a partir de los mismos períodos y considerando nuevamente el tipo de mineral. En los años 1998 y 1999 el importe del impuesto era de 0,7€/Kg para el nitrógeno y 1,1€/Kg para el fosfato, en los años 2000 y 2001 de 0,7€/Kg y 2,3€/Kg, en 2002 de 0,7€/Kg y 2,2€/Kg y a partir de 2003 era de 2,3€/Kg y 9,13€/Kg respectivamente.

Este sistema de registro y tributación de nutrientes tuvo aspectos positivos y negativos durante su vigencia. Por una parte, ayudó a modificar la conducta de los agricultores en cuanto al uso eficiente de los fertilizantes agrícolas y a promover la búsqueda de alternativas para reducir los minerales excedentes que se filtraban en las capas subterráneas (Scott, 2016, 21). Por otra parte, los altos costos administrativos que implicaron su implantación y fiscalización, la escaza recaudación, los vacíos legales dentro del sistema y el descontento que demostró gran parte del sector agrícola (European Commission, 2003), lo cual derivó en numerosos planteos legales (Scott, 2016, 24).

TRIBUTACIÓN SOBRE FERTILIZANTES AGRÍCOLAS EN ARGENTINA

A partir de lo expuesto en puntos anteriores, entendemos que la Tributación Ambiental ofrece dos alternativas. Por un lado, desalentar el uso excesivo de los fertilizantes que comprometen la calidad de los recursos hídricos argentinos mediante el aumento de la presión fiscal. Para ello, se puede implementar un nuevo tributo ambiental o modificar el hecho imponible de alguno de los tributos vigentes. Por otro lado, alentar el uso mínimo de los fertilizantes u otras prácticas agrícolas que eviten la eutrofización de las aguas a través de la disminución de la presión fiscal. A estos fines, se pueden legislar nuevos beneficios fiscales o eliminar aquellos que envían mensajes opuestos. Una verdadera reforma fiscal ambiental incluye la derogación de tributos, beneficios e incluso subsidios que perjudican al medio ambiente (Fanelli *et al.*, 2015, 9). A los fines de ir preparando a los contribuyentes, una estrategia interesante consiste en comenzar con beneficios fiscales y luego pasar a los tributos ambientales, previendo un aumento progresivo de la presión fiscal (Scott, 2016, 58).

Tributos ambientales

a) Implementación de nuevos tributos

Teniendo en cuenta la experiencia internacional analizada, la creación de un nuevo tributo ambiental pasa básicamente por gravar la fabricación, venta o importación de fertilizantes químicos, sobre la cantidad general de fertilizante (Finlandia -1ra etapa-) o sobre la cantidad específica de minerales contenidos en él (Austria, Finlandia -2da etapa- o Suecia); alcanzar los inmuebles rurales que se dediquen a la agricultura, para luego conceder beneficios fiscales a quienes disminuyan el uso de fertilizantes químicos (Florida), o sujetar fiscalmente el vertido subterráneo de dichos fertilizantes, ya sea midiendo directamente el vertido o calculando el exceso de minerales (Países Bajos).

Los impuestos que gravan la fabricación, venta o importación de fertilizantes artificiales buscan aumentar su precio para desalentar estas actividades e influir así en su demanda y, en última instancia, en su utilización. Este tipo de tributo se acerca al Impuesto al Valor Añadido (IVA) que, de hecho, actualmente grava la venta de aquellos productos, aunque con una alícuota reducida para su aplicación e importación definitiva. Más que crear un nuevo impuesto al consumo específico de fertilizantes, lo más práctico sería aumentar la presión fiscal del IVA que recae sobre aquellos, pero implicaría modificar un tributo en vigor.

Los impuestos que alcanzan a los inmuebles rurales buscan desalentar la agricultura intensiva con una presión fiscal que puede ser neutralizada a través de beneficios fiscales por el uso responsable de fertilizantes y agroquímicos. Este tipo de gravamen encuentra cierta relación con el Impuesto sobre los Bienes Personales (IBP), para el caso de las personas físicas, o el derogado Impuesto sobre la Ganancia Mínima Presunta (IGMP), para quienes realicen actividades empresariales, ya que sujetaba a todo tipo de inmuebles. El IBP alcanza a los inmuebles rurales de ciertos sujetos, pero los deja exento del pago, y el IGMP sujetaba a estos inmuebles sin eximirlos, pero es inaplicable desde el año 2019 (art. 76, Ley 27260). Es por ello que, a nivel nacional, hoy en día no existe un gravamen que afecte a los inmuebles rurales. Si se trata de implementar un nuevo tributo, habría que legislar uno que se aplique a los inmuebles rurales donde se desarrolle agricultura intensiva, aunque también se podría retocar el IBP, como veremos más adelante.

Los impuestos que recaen sobre el vertido subterráneo de fertilizantes, ya sea midiendo exclusivamente dicho vertido o el exceso de minerales vertidos a través de balances agrícolas, implican gravar no tanto a un bien, sino más bien una conducta contaminante. Actualmente, no existe ningún tributo de estas características en Argentina. Para el supuesto del exceso de minerales vertidos, tenemos el antecedente del MINAS holandés con el cual se alcanzaba el exceso de nitrógeno y fosfato por hectárea para el sector agrícola. Considerando los buenos resultados ecológicos alcanzados con este sistema, entendemos que es una opción interesante. Pepo para ello, sería importante evitar los altos costos administrativos que pueda conllevar su implantación y fiscalización, los vacíos legales que puedan surgir dentro del sistema y la presión del sector agrícola que pueda generalizarse por falta de información y educación ambiental.

b) Modificación de tributos vigentes

Esta alternativa nos conduce a dos posibles variantes que anticipamos en el punto anterior: reformular la presión fiscal del IVA y del IBP. El primer supuesto nos sitúa en un tributo nacional sobre el consumo general de bienes y servicios que está regulado por la Ley 23349 de 1986 (ordenada por Decr. 280/97) (LIVA). Se trata de un impuesto complejo que grava las distintas etapas de producción a través de un sistema de débito y crédito que permite trasladar la presión fiscal sobre el consumidor final. Entre los supuestos gravados se encuentra la venta de cosas muebles, la prestación de servicios y la importación definitiva de cosas muebles (art. 1, LIVA). Esto nos indica que la comercialización, aplicación e importación de fertilizantes y agroquímicos se encuentra alcanzada, aunque su aplicación e importación definitiva tiene un beneficio fiscal que disminuye considerablemente su presión

fiscal (art. 28, LIVA). Es por ello que, para aumentar dicha presión, se torna necesario eliminar esos beneficios o dejarlos sólo para ciertos fertilizantes naturales que no generen los mismos resultados eutróficos que los otros.

El segundo supuesto se trata de un tributo nacional sobre el patrimonio que está regulado en el Título VI de la Ley 23966 de 1991 (ordenada por Decr. 281/97). Estamos ante un impuesto nacional directo que alcanza a las personas físicas y sucesiones indivisas domiciliadas y radicadas en el país por todos sus bienes (situados en el país o en el exterior) y a las personas físicas y sucesiones indivisas domiciliadas y radicadas en el exterior por sus bienes situados en el país (art. 17, LIBP). De manera que las personas jurídicas no son sujetos pasivos de este tributo. Dentro de los bienes alcanzados se encuentran los inmuebles rurales, sin importar el manejo que haga de los fertilizantes, aunque luego se encuentran exentos (art. 21.f), LIBP). Si la idea es desalentar el uso de fertilizantes, sería muy útil eliminar esta exención o mantener el beneficio sólo para aquellos inmuebles donde se demuestre un manejo responsable y sustentable de fertilizantes y agroquímicos.

Beneficios fiscales ambientales

a) Implementación de nuevos beneficios fiscales

Los beneficios fiscales deberían aplicarse sobre aquellos gravámenes que estén afectando directa o indirectamente la actividad agrícola intensiva, ya que la idea es reducir la presión fiscal actual a través de un cambio de conducta. A partir de ello, como adelantamos en el punto anterior, entendemos que las opciones en este caso pasan por relajar la carga tributaria de los impuestos nuevos o modificados que alcancen al sector de la agricultura intensiva basada en el uso desmedido de fertilizantes.

b) Eliminación de beneficios fiscales vigentes

Las únicas medidas tributarias vigentes en Argentina sobre los fertilizantes son beneficios fiscales que alientan su utilización, enviando a los contribuyentes mensajes opuestos a los que proponemos para revertir la eutrofización. Esta estrategia se arrastra desde 1973, cuando se tomó consciencia de la importancia de los fertilizantes para la actividad agrícola; luego se reformuló en la década de los ’90 (Volpedo *et al.*, 2009, p. 108) y, finalmente, se profundizó a comienzos de este siglo con los beneficios en el IVA e IBP.

La Ley 20496 de 1973 declaró de interés nacional el uso intensivo de fertilizantes (art. 1), autorizó su importación y otorgó una serie de beneficios tributarios y financieros para incrementar su utilización. Los beneficios tributarios consistieron en la posibilidad de utilizar durante 5 años una deducción especial prevista en la Ley del Impuesto a las Ganancias (en aquel momento denominado Impuesto a los Réditos) y los beneficios financieros implicaban planes de promoción a base de subsidios estatales (arts. 3 a 8).

Si bien esos beneficios fiscales ya no están operativos, todavía encontramos ventajas tributarias que favorecen el uso de fertilizantes y agroquímicos en el IVA y el desarrollo de la actividad agrícola (sin importar el manejo de aquéllos) en el IBP. En el primer caso, se trata de una alícuota reducida del 10,5% para la aplicación e importación definitiva de fertilizantes y agroquímicos, cuando la alícuota general del 21% (art. 28, LIVA). En el segundo supuesto, hablamos de una exención impositiva para los inmuebles rurales (art. 21, LIBP). Si la idea es desalentar el uso de fertilizantes y agroquímicos es importante eliminar la alícuota reducida en el IVA, o reformularla para que sólo aventaje a los fertilizantes naturales, y quitar la exención en el IBP, o retocarla para que sólo beneficie a los predios rurales que hagan un manejo responsable de los fertilizantes.

CONCLUSIONES

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar la manera en que el sistema tributario nacional puede ayudar a recuperar la calidad de sus recursos hídricos eutróficos y realizar propuestas normativas en esa dirección. En este sentido, comprobamos que el sistema tributario argentino cuenta con dos bloques de alternativas complementarias para modificar ciertas prácticas agrícolas y recuperar la calidad de los recursos hídricos eutrofizados. Se puede aumentar la presión fiscal que pesa sobre la actividad agrícola intensiva, implementando un nuevo tributo o modificando los tributos vigentes, o disminuir la presión fiscal de los productores que hacen un manejo responsable de los fertilizantes, implementando nuevos beneficios fiscales o eliminando aquellos que brindan un mensaje opuesto. No obstante, la mejor estrategia es comenzar con beneficios fiscales para luego pasar a los tributos ambientales que vayan aumentando progresivamente.

En cuando a la implementación de nuevos tributos, recomendamos legislar un impuesto que se aplique a los inmuebles rurales donde se desarrollen actividades agrícolas intensivas, diferenciando la presión fiscal según el manejo que se haga de los fertilizantes, o un impuesto sobre el vertido subterráneo de fertilizantes, ya sea midiendo exclusivamente dicho vertido o el exceso de minerales vertidos a través de balances agrícolas. En relación a la modificación de los tributos vigentes, proponemos aumentar la presión del IVA (aplicación e importación definitiva de fertilizantes y agroquímicos) y del IBP (propiedad de inmuebles rurales), quitando los beneficios fiscales de ambos tributos o dejándolos sólo para ciertos fertilizantes naturales que no generen procesos eutróficos (IVA) o para los inmuebles en donde se demuestre un manejo responsable y sustentable de los fertilizantes y agroquímicos (IBP). Respecto a la implementación de nuevos beneficios fiscales, sugerimos su utilización para reducir la presión fiscal de los impuestos nuevos o a modificarse que alcancen al sector de la agricultura intensiva. En lo que hace a la modificación de los beneficios fiscales vigentes, recomendamos eliminar la alícuota reducida en el IVA, que aventaja a la aplicación e importación definitiva de fertilizantes y agroquímicos, y la exención del IBP, que se aplica a todo inmueble rural de una persona física o sucesión indivisa.

En definitiva, el trabajo demuestra que Argentina actualmente no está haciendo uso de la Tributación Ambiental para modificar prácticas agrícolas implicadas en el proceso eutrófico de sus recursos hídricos. No obstante, el país cuenta con diferentes opciones tributarias para impedir y revertir la eutrofización de sus aguas a través de tributos y beneficios fiscales ambientales que modifiquen la conducta de los productores agrícolas.

REFERENCIAS

Akasaka, M. & Takamura, N., 2011. The relative importance of dispersal and the local environment for species richness in two aquatic plant growth forms. Oikos, 120 (1), 38-46.

Andersen, M., 2016. Fertilizer tax in Sweden. *Capacity building, programmatic development and communication in the field of environmental taxation and budgetary reform*, Institute for European Environmental Policy, Brussels.

Bazán, R.; Corral, M; Pagot, M.; Rodríguez, A.; Oroná, C.; Rodríguez, M. I.; Larrosa, N.; Cossavella, A.; Del Olmo, S.; Bonfanti, E. y Busso, F., 2005. Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20 (2), 121-136.

Castello, M., 2006. Contribuição de intervenção no domínio econômico sobre os ombustíveis: um superfund brasileiro? *Revista de Direito Ambiental*, 44, 77-100.

Chalar, G., 2006. Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse salto grande (Argentina-Uruguay). Eutrofização na América do Sul (Eds.: José Galizia Tundisi, Takako Matsumura Tundisi y Corina Sidagis Galli). Instituto Internacional de Ecologia de São Carlos, 87-101.

ECOTEC, 2001. Taxes on fertilizers and mineral surpluses. *Study on the economic and environmental implications of the use of environmental taxes and charges in the EU and its Member States*. Ecotec - Final Report, Brussels.

Engstrom, D.; Schottler, S; Leavitt; P. & Havens, K., 2006. A Reevaluation of the Cultural Eutrophication of Lake Okeechobee Using Multiproxy Sediment Records. *Ecological Applications*, 16 (3), 1194-1206.

Espósito, M.; Blanco, M.; Sequeira, M.; Paoloni, J.; Fernández, S; Amiotti, N., 2016. Contaminación natural y eutrofización en la cuenca del arroyo El Divisorio, Argentina. Phyton - Revista internacional de botánica experimental, 85, 51-62.

European Commission, 2003. *Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European union and its Member States*. Report for DG Environment by Ecotec, Brussels.

Fanelli, J.; Jiménez, J. y López Azcúnaga, I., 2015. *La reforma fiscal ambiental en América Latina*. Naciones Unidas-Cepal-Unión Europea, Santiago de Chile.

Fernández, C.; Janet; J., Adriel, I. y Gandullo, R., 2018. Vegetación acuática bioindicadora de eutrofización del Alto Valle de Río Negro (Argentina). Ernstia, 28 (1), 45-93.

Girão, E.; De Andrade, E.; De Freitas Rosa, M.; Pereira de Araújo, F. y Meireles, A., 2007. Seleção dos indicadores da qualidade de agua no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. *Revista Ciência Agronômica*, 38 (1), 17-24.

Haman, D. & Svendsen, M., 2006. Managing the Florida Everglades: Changing values, changing policies. *Irrigation and Drainage System*, 20, 283-302.

Konjunkturinstitutet, 2014. *Miljö, ekonomi och politik*, Stockholm.

Ledesma, C.; Bonansea, M.; Rodríguez, C. y Sánchez Delgado, Á., 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). Revista Ciência Agronômica, 44 (3), 419-425.

Lötjönen, S. & Ollikainen, M., 2017. Does crop rotation with legumes provide an efficient means to reduce nutrient loads and GHG emissions? *Agric Food Environmental Studies*, 98, 283-312.

OECD, 2016. *Consumption Tax Trends 2016: VAT/GST and Excise Rates, Trends and Administration Issues*. OECD Publishing, Paris.

OECD, 2007. *Agricultural policies in OECD countries. Monitoring and evaluation 2007*. OECD Publishing, Paris.

Pacheco Ávila, J. y Cabrera Sansores, A., 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7 (2), 47-54.

Pearce, D. & Koundouri, P., 2003. *Fertilizer and pesticide taxes for controlling non-point agricultural pollution*. World Bank Group, Washington.

Quirós, R., 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. *El agua en Iberoamérica: acuíferos, lagos y embalses* (Ed.: Alicia Fernández). CYTED, Buenos Aires.

Quirós, R., 2004. Cianobacterias en lagos y embalses de Argentina: década del 80. Serie de documentos de trabajo del área de sistemas de producción acuática, 2, 1-23.

Quirós, R.; Boveri, M.; Petracchi, C.; Rennella, A., Rosso, J.; Sosnovsky, A. y Von Bernard, H., 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Eutrofização na América do Sul (Edit.: José Galizia Tundisi, Takako Matsumura Tundisi y Corina Sidagis Galli). Instituto Internacional de Ecologia de São Carlos, 1-16.

Rougoor, C.; & Zeijts, H. V.; Hofreither, M. F. & Backman, S., 2001. Experiences with fertilizer taxes in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44 (6), 883.

Salassa Boix, R., 2015. Fiscalidad ambiental: cuestiones preliminares. *La protección ambiental a través del Derecho fiscal* (Dir. Rodolfo Salassa Boix). Advocatus y Ciencia, Derecho y Sociedad - UNC, Córdoba.

Salassa Boix, R., 2018a). The Environmental Taxation in Latin America. *Tax and Environment* (Eds.: Roberta Mann & Tracey Roberts (eds.). Lexintong Books. Lanham.

Salassa Boix, R., 2018b). *Tributación y medio ambiente: una alternativa sustentable*. Editorial Jurídica Continental, San José de Costa Rica.

Scott, S., 2005. *Environmental Economics: Fertilizer Taxes – Implementation Issues (2001-EEP-DS9-M2). Final Report*. Environmental Protection Agency, Wexford, 7-12.

Söderholm, P. & Christiernsson, A., 2008. Policy effectiveness in the taxation of environmentally damaging chemical compounds. *Environmental Science & Policy*, 11, 240-252.

SOU, 2003. *Skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel?* Fritzes, Stockholm.

Vaithiyanathana, P. & Richardson, C., 1997. Nutrient profiles in the everglades: examination along the eutrophication gradient. *Science of The Total Environment*, 205 (1), 81-95.

Volpedo, A.; Schenone, N. y Fernández Cirelli, A., 2009. El proceso de eutrofización en la región pampeana (argentina). *Los recursos hídricos en la Región del Mercosur: estudios de caso* (Eds.: Alicia Fernández Cirelli y Luiz Augusto do Amaral). Fundación de apoyo a la investigación, educación y extensión (FUNEP), Jaboticabal, 105-121.

Wright, S., 2006. The failure of the Dutch MINAS policy: a transaction cost analysis. *Environmental Economics and Investment Assessment*, 98, 107-117.

ANÁLISIS DE PRECIOS UNITARIOS PARA RIEGO RESIDENCIAL AUTOMATIZADO: UN ESTUDIO DE CASO.

Sánchez Astello M. M.[1] y Miranda Cruz D.[2]

[1] Profesor Investigador del Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo ubicada en Carretera México Texcoco km. 38.5, Chapingo, México. C.P. 56230. Tel. (52) 595 9521500 ext. 5698, mastello83@hotmail.com.

[2] Ingeniero en Irrigación.

RESUMEN

Este trabajo presenta la metodología de análisis de precios unitarios utilizada en México para todas las obras de proyectos, construcción y supervisión mandatada por la Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionadas con las Mismas (LOPySRM) y su Reglamento, para calcular el presupuesto de un proyecto a través de conceptos de trabajo, estos son las diferentes actividades que se deben de realizar para ejecutar el proyecto. Para analizar estos precios unitarios se tienen que revisar todos los costos que involucra el ejecutar el concepto de trabajo; es decir, en este precio se incluyen los costos directos correspondientes a la ejecución de este, los costos indirectos (la administración de la empresa que lo realiza), el costo por financiamiento (el costo del dinero por invertirlo en ese proyecto), el cargo por la utilidad del contratista y los cargos adicionales (impuestos). Este trabajo presenta la aplicación de esta metodología hasta el nivel de costo directo a un proyecto de riego residencial automatizado ubicado en el parque “Mexicana” en la colonia Lomas de Santa Fe de la Ciudad de México. Es un área de 7,508.36 m^2, que se fracciona en 6 secciones de riego, se tomó un diseño de riego triangular para una mayor eficiencia y cobertura del agua y se automatiza con válvulas solenoides y sensores para detectar la lluvia. Para el APU se divide el proyecto en 14 conceptos de trabajo como: levantamiento topográfico, diseño del sistema de riego, limpieza y trazo en el área de trabajo, excavación y relleno en zanja, suministro e instalación de tubería, suministro e instalación de válvulas, entre otros. El presupuesto global es de $274,149.09, el suministro e instalación de la tubería de 75 mm ocupa el 26% de este y el suministro e instalación de los aspersores emergente el 27%, el resto del presupuesto es para los demás conceptos, el costo de materiales es el más importante, le sigue el de mano de obra y por última el de equipo.

ABSTRACT

This paper presents the unit price analysis methodology used in Mexico for all project works, construction and supervision mandated by the Law of Public Works and Services Related to The same (LOPySRM) and its Regulations, to calculate the budget of a project through work concepts, these are the different activities that must be carried out to execute the project. To analyze these unit prices, all the costs involved in executing the work concept have to be reviewed; that is, this price includes the direct costs corresponding to its execution, the indirect costs (the administration of the company that carries it out), the cost of financing (the cost of money to invest in that project), the charge for the contractor's utility and additional charges (taxes). This work presents the application of this methodology up to the direct cost level to an automated residential irrigation project located in the “Mexicana” park in the Lomas de Santa Fe neighborhood of Mexico City. It is an area of 7,508.36 m2, which is divided into 6 irrigation sections, a triangular irrigation design was taken for greater efficiency and water coverage and is automated with solenoid valves and sensors to detect rain. For the APU the project is divided into 14 work concepts such as: topographic survey, design of the irrigation system, cleaning and layout in the work area, excavation and filling in trench, supply and installation of pipes, supply and installation of valves, among others. The global budget is $ 274,149.09, the supply and installation of the 75 mm pipe occupies 26% of this and the supply and installation of the pop-up sprinklers 27%, the rest of the budget is for the

other concepts, the cost of materials is the most important, it is followed by manpower and lastly equipment.

Keywords: price analysis methodology, automated residential irrigation.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los diferentes trabajos de ingeniería uno de los puntos más importantes a destacar es la valoración de los proyectos ejecutivos a través de un presupuesto, no solo es proyectar sino cuanto va a costar ese proyecto. En esta parte es donde muchos de los profesionales se detienen al no saber cómo calcular ese monto. Una de las formas más acertadas para realizarlo es a través de paquetes de trabajo, como se le llama en Estados Unidos de América, en México se le conoce como análisis de precios unitarios (APU); estos paquetes de trabajo o precios unitarios, dividen el proyecto en una serie de actividades, conocidas como conceptos de trabajo, que se costean de acuerdo a la premisa de cuanto material, cuanta cantidad de mano de obra y de equipo o herramienta es son necesarios para ejecutarla. La suma del costo de estas actividades arrojará el presupuesto global de un proyecto.

Para analizar estos precios unitarios se tienen que revisar todos los costos que involucra el ejecutar el concepto de trabajo; es decir, en este precio se incluyen los costos directos correspondientes a la ejecución de este, los costos indirectos (la administración de la empresa que lo realiza), el costo por financiamiento (el costo del dinero por invertirlo en ese proyecto), el cargo por la utilidad del contratista y los cargos adicionales (impuestos). El análisis, cálculo e integración de un precio unitario de un concepto de trabajo, debe guardar congruencia con los procedimientos constructivos o la metodología de ejecución, con los programas de trabajo, con la utilización de personal y de maquinaria y del equipo de construcción; debiendo considerar los costos vigentes de los materiales, recursos humanos y demás insumos necesarios en el momento; la zona donde se llevarán a cabo los trabajos, sin considerar impuestos, todo ello de conformidad con las especificaciones generales y particulares de construcción y normas de calidad que determine la dependencia o entidad que esté contratando.

Este trabajo presenta la aplicación de la metodología de APU utilizada en México para todas las obras de proyectos, construcción y supervisión mandatada por la Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionadas con las Mismas (LOPySRM) y su Reglamento a un proyecto de riego residencial automatizado ubicado en el parque “Mexicana” en la colonia Lomas de Santa Fe de la Ciudad de México. En un área de 7,508.36 m^2 y se cuenta con un gasto disponible es de 700 lpm, se divide el proyecto en 14 conceptos de trabajo, se calcula cada uno y se obtiene un presupuesto total.

OBJETIVOS

Determinar el costo de los componentes de un sistema de riego residencial a través de conceptos de trabajo.

Aplicar y difundir una metodología acertada para calcular los costos directos de un sistema de riego residencial.

MATERIALES

Este trabajo se desarrolló en el parque “Mexicana” ubicado en la localidad de Santa Fe en la ahora alcaldía Álvaro Obregón, al poniente de la Ciudad de México, ve figura 1.

La superficie a regar es de 7,508.36 m^2 y está distribuido en seis taludes que a su vez fueron seis secciones de riego (cuadro 1), para lo cual existe una obra de toma que

conecta con el equipo de bombeo que provee de presión y agua a todo el parque en su primera etapa. El agua utilizada es procedente de un pozo profundo, y dentro del costo se considera a partir de la toma y el gasto disponible es de 700 lpm.

Cuadro 1. Secciones de riego

Sección	Área de riego (m^2)	Sección	Área de riego (m^2)
A	1,773.05	D	936.07
B	942.07	E	898.10
C	1436.07	F	1496.00

Para determinar los costos a través de conceptos de trabajo es necesario que se conozca las especificaciones, normas o lineamientos de cada concepto. Por lo que se explicará de manera general las actividades que se utilizaron para definirlos:

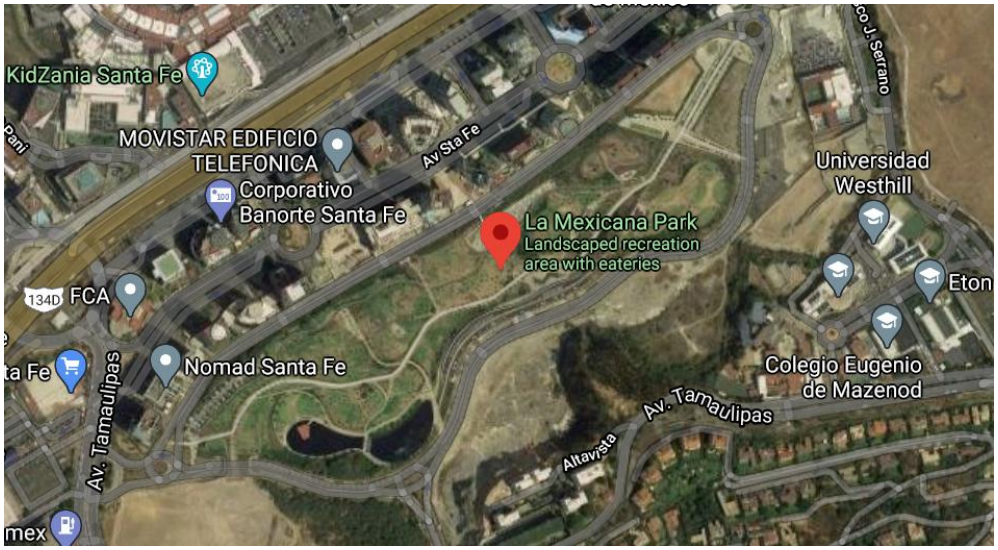


Figura 1. Localización del Parque Mexicana ubicado en la CDMX.

a. Levantamiento topográfico con GPS.

El levantamiento topográfico es para obtener de manera cuantitativa las dimensiones del predio, el desnivel topográfico y los posibles obstáculos presentes en el área a regar. Debe de incluir las curvas de nivel, orientación, medidas precisas del terreno y especificar puntos de interés como calles, ramales eléctricos, fuente de agua, linderos, etc. Se realiza el levantamiento empleando una cinta métrica y GPS pues se cuenta con un plano topográfico detallado de todo el parque y además la zona es conurbada y con un alto índice de tráfico por lo que solo se corroboran los desniveles y se mide el área, ver figura 2.

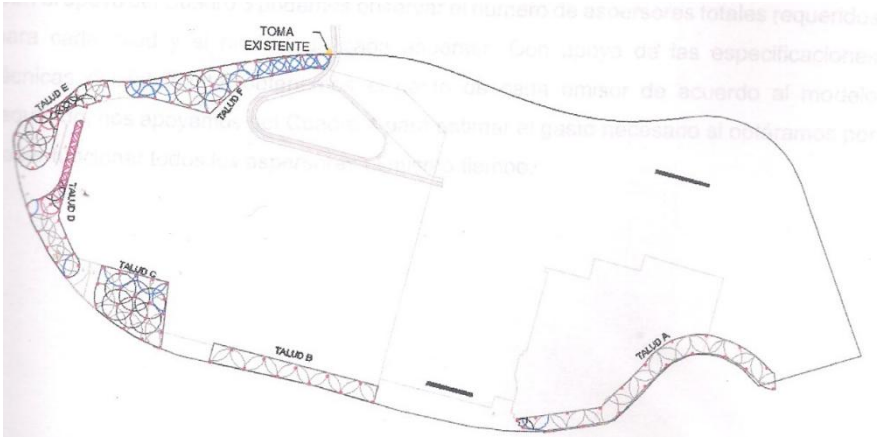


Figura 2. Secciones del área de riego

b. Diseño de sistema de riego.

En el diseño del sistema de riego se determina el tipo de aspersor, los diámetros de las tuberías de la red de distribución y sus longitudes, los gastos y presiones a los que está sometido todo el sistema, la capacidad del sistema de bombeo y los accesorios del cabezal de descarga. En el diseño de la automatización se realiza la elección de todos sus componentes como: diámetros y material de las electroválvulas, el tipo y capacidad del controlador, sensor de lluvia si se requiere y algún otro dispositivo sensor que se utilice. El diseño seleccionado fue triangular para una mayor eficiencia y cobertura, ver figura 3.

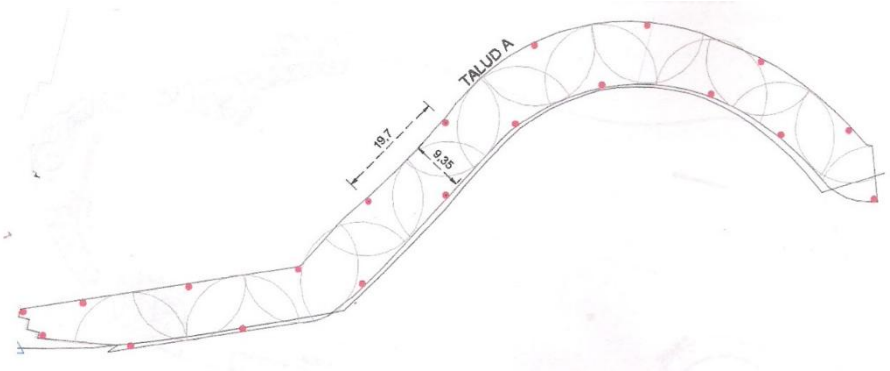


Figura 3. Diseño de riego triangular

c. Limpieza y trazo en el área de trabajo.

Son las actividades involucradas con la limpieza del terreno de maleza, basura, piedras sueltas, etc. Y su retiro a sitios donde no entorpezcan la ejecución de los trabajos, también incluye el trazo y nivelación instalando bancos de nivel y el estacado necesario en el área de riego.

d. Excavación en zanja.

Son las operaciones necesarias para remover y extraer parte de un terreno para alojar la tubería según el proyecto.

e. Suministro e instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de diferentes diámetros.

Son las diferentes acciones para la correcta instalación de la tubería en su posición definitiva y que garantice el funcionamiento hidráulico y mecánico proyectado. Se utilizará tubería de policloruro de vinilo (PVC) de cédula 40 de diferentes diámetros, según el diseño

hidráulico, y la conexión de un tubo a otro se hace insertando el extremo de un tubo a la campana de la otra y adhiriendo con pegamento solvente líquido.

f. Relleno de zanja.

Es el depósito de material producto de la excavación sobre la zanja sin compactación mecánica alguna hasta alcanzar el nivel del terreno lo más nivelado posible. Se realizará con herramienta menor como picos y palas.

g. Suministro e instalación de aspersor emergente para riego.

Esta actividad involucra todas las actividades relacionadas con la ubicación y colocación del aspersor, la conexión a la tubería de PVC, nivelación, fijación en su posición definitiva y ajuste del arco de riego de la boquilla. Los aspersores seleccionados fueron rociadores con boquilla rotativa con un alcance de 2 m hasta 10 m, va instalado sobre un cuerpo rociador a nivel de piso, y al momento de regar, por efecto de la presión se eleva un vástago retráctil permitiendo el riego y cuando deja de operar regresa a su posición original, el utilizado para este diseño es el de una altura máxima de emergencia de 30 cm. El modelo debe ir dotado de un regulador de presión a 40 PSI y una válvula anti-drenaje

h. Suministro e instalación de válvula automática para riego.

Es el conjunto de acciones que involucran la correcta colocación de una válvula eléctrica en su posición definitiva en la línea de conducción junto con los accesorios que garanticen el buen funcionamiento hidráulico, mecánico y eléctrico para lo que fue proyectado. Se utilizarán válvulas solenoides de fibra de vidrio resistentes al cloro de 50 mm de diámetro con los accesorios de válvula de globo, adaptador macho para cementar, tuercas de unión, registro para protección y demás accesorios de PVC diámetro de 50 mm.

i. Suministro e instalación del control automático de batería y sensor de lluvia.

Es la instalación del equipo de control para el sistema de riego; se requiere un controlador automático de baterías con capacidad de controlar una válvula automática, su función es indicar la hora, duración y día de riego requerido; y un sensor de lluvias alámbrico, que permite la interrupción del riego en caso de precipitación.

METODOLOGÍA

Un precio unitario es el valor que se le asigna a un bien o servicio de manera monetaria por una unidad de medida. Al analizar un precio se deben determinar todos los costos involucrados en generar, producir o construir un bien o servicio; después se deben integrar a través de una sola unidad de medida.

Para analizar el precio unitario se tienen que revisar todos los costos que involucra el ejecutar el concepto de trabajo; es decir, en este precio se incluyen los costos directos correspondientes al concepto de trabajo, los costos indirectos, el costo por financiamiento, el cargo por la utilidad del contratista y los cargos adicionales. El análisis, cálculo e integración de un precio unitario para un trabajo determinado, debe guardar congruencia con los procedimientos constructivos o la metodología de ejecución, con los programas de trabajo, con la utilización de personal y de maquinaria y del equipo de construcción; debiendo considerar los costos vigentes de los materiales, recursos humanos y demás insumos necesarios en el momento; la zona donde se llevarán a cabo los trabajos, sin considerar impuestos, todo ello de conformidad con las especificaciones generales y particulares de construcción y normas de calidad que determine la dependencia o entidad que esté contratando (Sánchez-Astello 2012)

Para determinar los costos a través de análisis de precios unitarios, se determinó cada concepto y se calcularon los costos directos: de materiales, mano de obra y de equipo y herramientas, usando lo establecido en el Reglamento de Obras Públicas y Servicios Relacionados con las Mismas

Costo de materiales

El costo unitario por concepto de materiales se obtendrá de la expresión:

$$M = Pm * Cm \quad \text{..... (1)}$$

donde:

- M Representa el costo por materiales.
- Pm Representa el costo básico unitario vigente de mercado, puesto en el sitio de los trabajos.
- Cm Representa el consumo de materiales por unidad de medida del concepto de trabajo.

Costo de mano de obra

El costo de mano de obra se obtendrá de la expresión:

$$Mo = \frac{Sr}{R} \quad \text{..... ... .. (2)}$$

donde:

- Mo Representa el costo por mano de obra.
- Sr Representa el salario real del personal que interviene directamente en la ejecución de cada concepto de trabajo por jornada de ocho horas, incluyendo todas las prestaciones derivadas de la Ley Federal del Trabajo (LFT), la Ley del Seguro Social (LSS), la Ley del Instituto del Fondo Nacional de la Vivienda para los Trabajadores (LINFONAVIT) o de los Contratos Colectivos de Trabajo en vigor.
  Para la obtención del salario real se debe considerar la siguiente expresión:

$$Sr = Sn * Fsr \quad \text{..... ..(3)}$$

donde:

- Sn Los salarios tabulados de las diferentes categorías y especialidades propuestas por el licitante o contratista, de acuerdo a la zona o región donde se ejecuten los trabajos.
- R Representa el rendimiento, es decir, la cantidad de trabajo que desarrolla el personal que interviene directamente en la ejecución del concepto de trabajo por jornada de ocho horas.

El factor de salario real (Fsr), como la relación de los días realmente pagados en un periodo anual, de enero a diciembre, divididos entre los días efectivamente laborados durante el mismo periodo, de acuerdo con la siguiente expresión:

$$Fsr = Ps\left(\frac{Tp}{Tl}\right) + \frac{Tp}{Tl} \quad \text{..... (4)}$$

donde:

- Fsr Representa el factor de salario real.
- Ps Representa, en fracción decimal, las obligaciones obrero-patronales derivadas de la LSS y de la Ley del INFONAVIT para los Trabajadores.
- Tp Los días realmente pagados durante un periodo anual.

Tl Los días realmente laborados durante el mismo periodo anual utilizado en Tp.

Costo horario

El costo horario directo por maquinaria o equipo de construcción es el que resulta de dividir el importe del costo horario de la hora efectiva de trabajo entre el rendimiento de dicha maquinaria o equipo en la misma unidad de tiempo:

$$ME = \frac{Phm}{Rhm} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (5)$$

donde:

ME Representa el costo horario por maquinaria o equipo de construcción.

Phm Es el costo horario directo por hora efectiva de trabajo de la maquinaria o equipo de construcción considerados como nuevos. Este costo se integra con costos fijos, consumos y salarios de operación, calculados por hora efectiva de trabajo.

Rhm Representa el rendimiento horario de la máquina o equipo considerados como nuevos dentro de su vida económica, que debe corresponder a la cantidad de unidades de trabajo que la máquina o equipo ejecuta por hora efectiva de operación.

Costos fijos del equipo son los correspondientes a depreciación, inversión, seguros y mantenimiento.

Costos por depreciación $$D = \frac{Vm - Vr}{Ve} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (6)$$

Costo por inversión $$Im = \frac{(Vm + Vr)i}{2Hea} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (7)$$

Costo por seguros $$Sm = \frac{(Vm + Vr)s}{2Hea} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (8)$$

donde:

D: Costo horario por depreciación de la maquinaria o equipo de construcción.

Vm : Valor de la máquina o equipo considerado como nuevo en la fecha de presentación, descontando el precio de las llantas y de los equipamientos, accesorios o piezas especiales, en su caso.

Vr: Valor de rescate de la máquina o equipo que el contratista considere recuperar por su venta, al término de su vida económica.

Ve: Vida económica de la máquina o equipo estimada por el contratista y expresada en horas efectivas de trabajo.

Im: Costo horario por la inversión de la maquinaria o equipo de construcción, considerado como nuevo.

Hea: Número de horas efectivas que la máquina o el equipo trabaja durante el año

I: Representa la tasa de interés anual expresada en fracción decimal.

Sm: Costo horario por seguros de la maquinaria o equipo de construcción.

s Prima anual promedio de seguros, fijada como porcentaje del valor de la máquina o equipo y expresada en fracción decimal.

Costo horario por mantenimiento $Mn = Ko * D$ …….. (9)

donde:

Mn Representa el costo horario por mantenimiento mayor y menor de la maquinaria o equipo de construcción.

Ko Representa un coeficiente que considera tanto el mantenimiento mayor como el menor. varía según el tipo de máquina o equipo y las características del trabajo y se fija con base en la experiencia estadística que se tenga.

D Representa la depreciación de la máquina o equipo.

RESULTADOS

Se calcularon los salarios reales de cada categoría de mano de obra utilizada y los costos horarios del equipo usado, ver cuadro 2 y 3.

Integración del concepto de trabajo.

Las actividades se ordenaron en 14 conceptos de trabajo que se analizaron, calculando las cantidades de material usado, la mano de obra y el equipo utilizado por unidad de medida de cada concepto, se ilustra el procedimiento con el análisis del concepto de levantamiento topográfico con GPS del área de trabajo, la unidad de medida de este concepto es el m^2.

Cuadro 2. Salario real de la mano de obra.

Categoría	Salario Nominal $	Tp/Tl	Fsr	Salario Real $
Cabo de oficios	450	1.334	1.700	764.95
Topógrafo	350	1.334	1.711	599.02
Ayudante de topógrafo	200	1.334	1.753	350.58
Ingeniero en Irrigación	450	1.334	1.700	764.95
Ayudante de Ingeniero	250	1.334	1.732	433.09
Peón	200	1.334	1.753	350.58
Plomero	300	1.334	1.720	516.05
Ayudante de plomero	200	1.334	1.753	350.58
Electricista	300	1.334	1.720	516.05
Ayudante de Electricista	200	1.334	1.753	350.58

Cuadro 3. Costos horarios

Categoría	Costo horario
GPS Garmin etrex 20 x	1.12
Laptop HP	2.03

Materiales: Los materiales a utilizar son estacas de madera, con un costo de $7.00 por estaca, de acuerdo al diseño del sistema de riego, se cuantifica que se utiliza aproximadamente una estaca por cada 10 m2, por lo que se requiere por m2 (la unidad del concepto) 0.10 estacas/m^2.

Mano de obra: El personal que se utilizará para este concepto es un topógrafo con experiencia en el uso de GPS, dos ayudantes especializados para auxiliar al topógrafo y un

cabo de oficios, estos se agrupan en un grupo de trabajo que se llama cuadrilla, a la cual se le calcula su costo con el salario real de cada integrante, al monto de la mano de obra utilizada se le suma un porcentaje de herramienta menor, que sería aquellos utensilios como plomada, hilo, mazo, etc. Adicional a esto se considera un porcentaje correspondiente al equipo de seguridad, este se refiere a cascos, cinturones de seguridad, botas, etc. que se usan para ejecutar el concepto

Cuadro 4. Integración de la cuadrilla de topografía.

Mano de obra	Unidad	Cantidad	Salario Real $	Importe $
Cabo de oficios	Jornada	0.10	764.95	76.50
Topógrafo	Jornada	1	599.02	599.02
Ayudante de topógrafo	Jornada	2	350.58	701.16
Herramienta menor	% MO*	3	1,376.68	41.30
Equipo de seguridad	% MO*	3	1,376.68	41.30
			Total	1,459.28

*MO. Es la suma de la mano de obra

La cuadrilla trabaja en conjunto y pueden realizar un avance de hasta 1,000 m^2 por jornada de trabajo, por lo tanto, para realizar un m^2 de esta área se requerirá un 0.001 jornada de esa cuadrilla.

Equipo. El equipo usado es un GPS Garmin etrex 20x, al cual se le calculo el costo horario, ver cuadro 5 donde se observan los costos fijos, este equipo no tiene costos por consumos y para la mano de obra se utiliza el topógrafo, de tal manera que no está incluida en el costo por consumo.

La cuadrilla levanta 1,000 m^2 por jornada y la jornada es de 8 horas, por lo que para un m^2 se necesitan 0.008 horas.

Cuadro 5. Costo horario del GPS Garmin etrex 20x

Descripción		Valor	Costos fijos	
Valor del equipo (Vm)		$4,100	Depreciación	$0.70
Valor de rescate (Vr)	15%	$615	Inversión	$0.19
Vida económica (Ve)	Horas	5000		
Tasa de interés anual	CETES*	8.20%	Seguros	$0.02
Horas efectivas por año	Horas	1000		
Prima de seguro anual (s)	%	1.0%	Mantenimiento	$0.21
Coeficiente de mantenimiento (Ko)		0.30	Costo horario	$1.12

*Certificados de la Tesorería, bonos gubernamentales. Se utilizó la tasa a un año del 1 nov 2018

Por lo tanto, el análisis de este precio unitario es el que se presenta en el cuadro 6, donde el levantamiento topográfico con GPS por m2 cuesta $2.17.

Cuadro 6. APU a costos directos del levantamiento topográfico con GPS.

Concepto de trabajo: Levantamiento topográfico con GPS. Incluye suministro de materiales, acarreos, instalación, pruebas, mano de obra, equipo y herramienta usados.				Unidad: m^2
Material	**Unidad**	**Cantidad**	**Costo $**	**Importe $**
Estacas de madera	Pieza	0.10	7.00	7.00
Mano de obra				

Cuadrilla de topografía	Jornada	0.001	1,459.28	1.46
Equipo				
GPS Garmin etrex 20x	hora	0.008	1.12	0.01
		Total de costos directos		2.17

Teniendo el costo de cada concepto de trabajo por unidad se obtiene el catálogo de conceptos y el presupuesto de todo el trabajo, ver cuadro 7.

Cuadro 7. Presupuesto global del proyecto de riego residencial automatizado

No.	Concepto	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Importe
1	Levantamiento topográfico con GPS.	m2	7508.36	$ 2.17	$ 16,293.14
2	Diseño de sistema de riego.	m2	7508.36	$ 1.46	$ 10,962.21
3	Limpieza y trazo en el área de trabajo.	m2	7508.36	$ 2.39	$ 17,944.98
4	Excavación en zanja.	m3	146.35	$ 103.04	$ 15,079.90
5	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 75 mm de diámetro.	m	681.03	$ 104.16	$ 70,936.08
6	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 50 mm de diámetro.	m	42	$ 51.76	$ 2,173.92
7	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 38 mm de diámetro.	m	246.7	$ 39.76	$ 9,808.79
8	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 25 mm de diámetro.	m	261.2	$ 24.32	$ 6,352.38
9	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 19 mm de diámetro.	m	116.7	$ 16.35	$ 1,908.05
10	Instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de 13 mm de diámetro.	m	603.7	$ 12.93	$ 7,805.84
12	Relleno de zanja.	m3	146.35	$ 68.42	$ 10,013.27
13	Suministro e instalación de aspersor emergente para riego.	pieza	126	$ 597.70	$ 75,310.20
14	Suministro e instalación de válvula automática para riego 50mm.	pieza	6	$2,433.42	$ 14,600.52
15	Suministro e instalación de controlador automático de riego y sensor de lluvia	pieza	6	$2,493.30	$ 14,959.80
Nota: todos los conceptos incluyen suministro de materiales, acarreos, instalación, pruebas, mano de obra, equipo y herramienta usados.				Total	$274,149.09

CONCLUSIONES

El área de riego es de 7,508.36 m^2 que se fracciona en 6 secciones, se tomó un diseño de riego triangular para una mayor eficiencia y cobertura del agua y se automatiza con válvulas solenoides y sensores para detectar la lluvia. Para el análisis de precios unitarios se divide el proyecto en 14 conceptos de trabajo como: levantamiento topográfico, diseño del sistema de riego, limpieza y trazo en el área de trabajo, excavación de zanja, suministro e instalación de tubería hidráulica PVC cédula 40 de los diámetros: 75, 50, 38, 25, 19 y 13 mm; relleno en zanja, suministro e instalación de: aspersor emergente, válvula automática y controlador automático de riego y sensor de lluvia.

El presupuesto global es de $274,149.09, el suministro e instalación de la tubería de 75 mm ocupa el 26% de este y el suministro e instalación de los aspersores emergente el 27%, el resto del presupuesto es para los demás conceptos, el costo de materiales es el más importante, le sigue el de mano de obra y por última el de equipo.

BIBLIOGRAFÍA

Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionadas con las Mismas.

Sánchez Astello M.M. 2014. Manual de análisis de precios unitarios. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo. Méx.

DETERMINACION DEL COSTO DE EXTRACCION Y PRECIO DE VENTA DE AGUA PARA USO POTABLE: UN ESTUDIO DE CASO.

Sánchez Astello M. M.[1] y Bravo Anaya L.A.[2]

[1] Profesor Investigador del Departamento de Irrigación de la Universidad Autónoma Chapingo ubicada en Carretera México Texcoco km. 38.5, Chapingo, México. C.P. 56230. Tel. (52) 595 9521500 ext. 5698, mastello83@hotmail.com.

[2] Ingeniero en Irrigación.

RESUMEN

La problemática en el sector hidráulico y específicamente en agua potable es por, una parte, el rezago en la dotación de este servicio, y, por otra parte, los altos costos de extracción y conducción. El objetivo de esta investigación es calcular el costo de extracción de agua para uso potable del pozo profundo de la localidad de San Diego en Texcoco, México; y estimar un precio de venta mediante el procedimiento de precios unitarios descrito en el Reglamento de la Ley de Obras Públicas y los Servicios Relacionados con la Misma (RLOPSRM), de tal manera que el Organismo Operador de este pozo cuente con información acertada de los diferentes costos en los que incurren y conozca un precio que puede cubrir estos y además tener una utilidad. Esta localidad cuenta con 5,676 habitantes y 1,381 viviendas habitadas, de estas 1,242 cuentan con agua entubada y existen 2,356 usuarios registrados como derechohabientes de agua potable con un pozo de 30 lps. Para estimar el precio de venta se calcularon los costos directos, costos indirectos, costos por financiamiento y costos por utilidad, este precio es de $ 8.81 por m^3, los costos directos equivalen al 44%, los costos indirectos al 14 % y el costo por financiamiento representa el 34.2 %, debido a que las personas que no pagan el servicio rebasan el 50% de los usuarios. El precio de venta por metro cúbico es un 228% más que el costo de extracción, influido principalmente por el costo por financiamiento. La tarifa actual establecido por el organismo operador es de $ 1.59 por metro cúbico y lo que se debería cobrar considerando todos los aspectos que intervienen en la dotación del servicio es $ 8.81 por metro cúbico que representa 5.54 veces más que esta. También esta tarifa es equivalente al 41% del costo de extracción, es decir, tampoco cubre lo que se gasta en la extracción del agua.

ABSTRACT

The problem in the hydraulic sector and specifically in drinking water is, on the one hand, the lag in the provision of this service, and, on the other hand, the high extraction and conduction costs. The objective of this research is to calculate the cost of extracting water for potable use from the deep well in the town of San Diego in Texcoco, Mexico; and estimate a sale price through the unit price procedure described in the Regulation of the Law of Public Works and Related Services (RLOPSRM), in such a way that the Operating Agency of this well has accurate information on the different costs incurred and know a price that can cover these and also have a profit. This town has 5,676 inhabitants and 1,381 inhabited dwellings, of these 1,242 have piped water and there are 2,356 users registered as right holders of drinking water with a 30 lps well. To estimate the sale price, direct costs, indirect costs, financing costs and utility costs were calculated, this price is $ 8.81 per m3, direct costs are 44%, indirect costs 14% and cost per financing represents 34.2%, due to the fact that people who do not pay for the service exceed 50% of users. The sale price per cubic meter is 228% more than the extraction cost, mainly influenced by the financing cost. The current rate established by the operating agency is $ 1.59 per cubic meter and what should be charged considering all the aspects that intervene in the provision of the service is $ 8.81 per cubic meter, which represents 5.54 times more than this. This fee is also equivalent to 41% of the extraction cost, that is, it does not cover what is spent on the extraction of water.

Keywords: extraction costs, sale price water

INTRODUCCION

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo (CONAGUA 2015). En México, la CONAGUA (2018) reporta que la cobertura a los servicios de agua entubada (95.3 %) incluye a la población que tiene agua entubada dentro de la vivienda o terreno, de llave pública o hidrante o bien de otra vivienda.

Una de las fuentes más importantes para proveer a la población de agua para uso urbano, es el agua subterránea; el agua que se extrae del acuífero se utiliza principalmente para uso público-urbano, con un total de 376.92 millones de m^3 anuales, (CONAGUA, 2002). La problemática en el sector hidráulico y específicamente en agua potable es por, una parte, el rezago en la dotación de los servicios que afectan principalmente a las zonas rurales y por otra parte, los altos costos de extracción y conducción.

Los objetivos de esta investigación son calcular el costo de extracción de agua para uso potable del pozo profundo de la localidad de San Diego en Texcoco, México; y estimar un precio de venta del servicio de agua potable, mediante el procedimiento de precios unitarios descrito en el Reglamento de la Ley de Obras Públicas y los Servicios Relacionados con la Misma (RLOPSRM), de tal manera que el Organismo Operador de este pozo cuente con información acertada de los diferentes costos en los que incurren y conozca un precio que puede cubrir estos y además tener una utilidad que permita capitalizarse a este Organismo.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el costo de extracción y precio de venta estimado del agua subterránea para uso y consumo humano.

Objetivos particulares

a. Determinar los costos fijos y variables en el establecimiento de un pozo profundo.
b. Estimar un precio de venta del agua subterránea para uso y consumo humano, mediante el procedimiento de análisis de precios unitarios establecido en el Reglamento de la Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionados con la Misma (RLOPSRM).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio es la localidad de San Diego, una población perteneciente al municipio de Texcoco, en el Estado de México, se ubica en la latitud 19.4667 y la longitud -99.6°, ver figura 1.

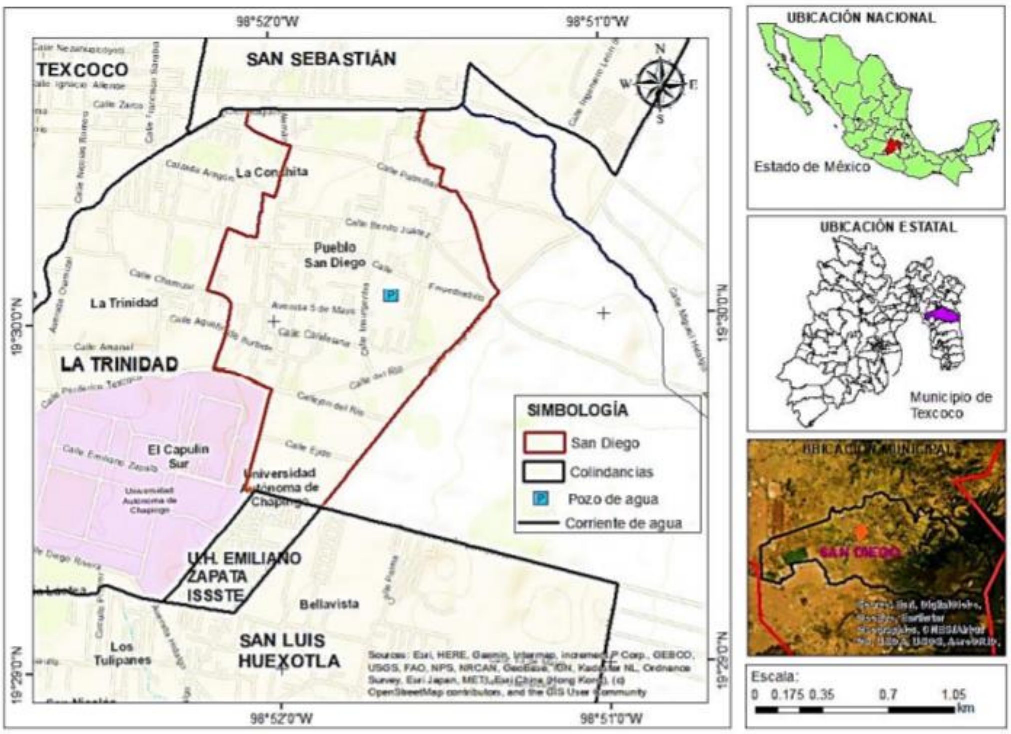


Figura 1. Localización de la población San Diego, Texcoco, México.

Esta población cuenta con 5,676 habitantes y 1,381 viviendas habitadas 1,381, se tienen 1,242 cuentan con agua entubada y 1,280 con drenaje (INEGI, 2015).

El pozo tiene una profundidad de 250 m, un diámetro de perforación de 18 pulgadas y de 12 de diámetro de ademe, proporciona un gasto de 30 lps. Está equipado con una bomba sumergible y su obra civil consta de banquetas, aplanado de barda perimetral y la inducción de línea a red principal. La subestación eléctrica está realizada de acuerdo a las normas de la Comisión Federal de Electricidad.

METODOLOGÍA

Costo de extracción

Para calcular el costo de extracción del agua subterránea del pozo profundo se calcula el costo horario y se divide entre el volumen extraído, con la finalidad de obtener el costo por metro cúbico:

$$CAS = \frac{CT}{Vex} \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots\ldots (1)$$

Donde:

CAS = Costo volumétrico de extracción del agua subterránea, $/m3.

CT = Costo total para la explotación, $.

Vex = Volumen de explotación, m3.

El costo total es igual a los costos fijos más los costos variables, y para calcular estos de toma la metodología expuesta en la Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionadas con las mismas y su Reglamento; donde los costos fijos son iguales a los costos por depreciación, por inversión, por seguros y por mantenimiento. Y los costos variables son iguales a los consumos.

Costos fijos

Costos por depreciación $$D = \frac{Vm - Vr}{Ve}$$ ..... (2)

Costo por inversión $$Im = \frac{(Vm + Vr)i}{2Hea}$$ ..... (3)

Costo por seguros $$Sm = \frac{(Vm + Vr)s}{2Hea}$$ ..... (4)

donde:

D: Costo horario por depreciación de la maquinaria o equipo de construcción.

Vm: Valor de la máquina o equipo considerado como nuevo en la fecha de presentación, descontando el precio de las llantas y de los equipamientos, accesorios o piezas especiales, en su caso.

Vr: Valor de rescate de la máquina o equipo que el contratista considere recuperar por su venta, al término de su vida económica.

Ve: Vida económica de la máquina o equipo estimada por el contratista y expresada en horas efectivas de trabajo.

Im: Costo horario por la inversión de la maquinaria o equipo de construcción, considerado como nuevo.

Hea: Número de horas efectivas que la máquina o el equipo trabaja durante el año

i: Representa la tasa de interés anual expresada en fracción decimal.

Sm: Costo horario por seguros de la maquinaria o equipo de construcción.

s Prima anual promedio de seguros, fijada como porcentaje del valor de la máquina o equipo y expresada en fracción decimal.

Costo horario por mantenimiento Mn = Ko * D ..... (5)

donde:

Mn Representa el costo horario por mantenimiento mayor y menor de la maquinaria o equipo de construcción.

Ko Representa un coeficiente que considera tanto el mantenimiento mayor como el menor. varía según el tipo de máquina o equipo y las características del trabajo y se fija con base en la experiencia estadística que se tenga.

D Representa la depreciación de la máquina o equipo.

Costos variables

Estos son los consumos por energía eléctrica, mano de obra, mantenimiento y consumo de aceite.

a) Costo por consumo de energía eléctrica. Para el cálculo del costo por consumo de energía eléctrica, se tomó en cuenta la tarifa que actualmente se tiene que es la tarifa 6

denominada “Servicio de bombeo de aguas potables y negras de servicio público” de la Comisión Federal de Electricidad (CFE)

b) Costo por operación por mano de obra. En este concepto se contempló un operador quien trabaja 6 días a la semana operando el equipo, el salario que se le paga al operador está a cargo del Organismo Operador (O.O).
c) Costo por mantenimiento del equipo. Son todas las actividades realizada como: mantenimiento de la subestación eléctrica, maniobra de cuchillas, cambio de fusibles y mantenimiento al tablero, todas ellas realizadas cada 6 meses.
d) Costo por consumo de aceite. Este costo se debe al consumo de aceite necesario para mantener lubricada la flecha que conduce la energía mecánica, para después ser transformada por los impulsores de la bomba en energía hidráulica. El consumo de aceite se tomó constante, la ecuación (6) normalmente es utilizada para conocer la factibilidad de los proyectos que implican estos consumos (FIRA, 1985).

$$Ca=0.0004 * HP \quad \text{.....(6)}$$

Donde:

Ca = Consumo horario de aceite (l/h).
HP = Potencia nominal del motor que forma parte del equipo de bombeo, HP

Dado que el cálculo anterior es un costo horario, es necesario multiplicarlo por el tiempo de operación anual:

$$CA=(Ca*TO) * Pa \quad \text{..... (7)}$$

Donde:

CA = Costo anual del aceite, pesos.
Ca = Consumo horario de aceite (l/h).
TO = Tiempo de operación anual, hora.
Pa = Precio del aceite, $/l.

Volumen de explotación

para calcular el volumen de explotación (Ve) se empleará la ecuación (10):

$$Ve = \frac{Q*3600}{1000} TO \quad \text{.....(8)}$$

Donde:

Ve = Volumen de explotación, m3 /año.
Q = Gasto de extracción, l/s.
3600 = Factor de conversión de segundos a horas.
1000 = Factor de conversión de litros a m3.
TO = Tiempo de operación anual, h.

Estimación de precio de venta del agua subterránea

El costo total obtenido por concepto de extracción de agua subterránea, es equivalente al costo directo, y a este se le suman los costos indirectos, por financiamiento y utilidad:

$$PV=CD+CI+CF+CU \quad \text{.....(9)}$$

Donde:

PV = Precio de venta, $.
CD = Costo directo, $.
CI = Costo indirecto, $.
CF = Costo por financiamiento, $.
CU = Costo por utilidad, $.

a) Cálculo de los costos indirectos. Estos van a estar conformados por los costos de administración que conlleva la operación del pozo, así como los gastos de las oficinas del O.O y también se contempla adicionar un costo por educación y cultura del agua, es una una propuesta de talleres dentro de la comunidad para la concientización del uso racional del agua y cuidado del medio ambiente en los diferentes niveles educativos dentro de la comunidad. Los costos indirectos se expresan como un porcentaje del costo directo, (RLOPSRM, 2010).
b) Cálculo del costo por financiamiento. En el reglamento interno de la A. C se contempla *" …el retraso en el pago del consumo aplicará las siguientes sanciones: el atraso por más de 5 días en el pago del consumo de agua potable causará un interés del 10 % por una sola ocasión. Para el caso de cobranza de la deuda por vía judicial, aplicara un interés anual sobre el adeudo del 20 %*", por lo que esto se toma como costo por financiamiento. Este costo deberá estar representado por un porcentaje de la suma de los costos directos e indirectos (RLOPSRM, 2010).
c) Cálculo del costo por utilidad. La utilidad corresponde a una tasa de interés equivalente a un indicador económico que representa una ganancia sin riesgo para el ahorrador, en este caso se toma la tasa de interés de loa Certificados de la Tesorería de la Federación CETES consultado en febrero de 2019.

RESULTADOS

Cálculo de costos directos.

El costo de perforación y equipamiento del pozo es de $3,465,656.61, ver cuadro 1.

Cuadro 1. Costo de perforación del pozo y su equipamiento

Concepto	Monto $ (2019)
Perforación del pozo	1,633,393.03
Costo Equipamiento	827,494.03
Obra civil	713,314.29
Conexión eléctrica	291,455.26

Los costos por depreciación e inversión se calcularon con la ecuación (2) y (3) respectivamente, las horas efectivas son 12 horas por 6 días a la semana por 52 semanas, arrojando un total anual de 3,744 horas. Para el costo de inversión se tomó la tasa de interés de

14.14% anual, el costo anual de depreciación es de $201,287.42 y el costo de inversión por hora es de $66.29, ver cuadro 2.

Cuadro 2. Costo directo de depreciación e inversión de la perforación del pozo y su equipamiento.

Concepto	Valor de la máquina	Valor de rescate (Vr)		Vida econó-mica	Costos por depreciación	Costo por inversión
	Va	% Vm	$	Ve	$/año	$/hora
Perforación del pozo	$1,633,393.03	0.00	$ -	25	$65,335.72	$ 30.84
Costo Equipamiento	$ 827,494.03	4%	$ 33,099.76	10	$79,439.43	$ 16.25
Obra civil	$ 713,314.29	0.00	$ -	25	$28,532.57	$ 13.47
Conexión eléctrica	$ 291,455.26	4%	$ 11,658.21	10	$27,979.71	$ 5.72
				Total	$ 201,287.42	$ 66.29

El costo por mantenimiento se fijó en un 4 % del valor de la perforación por lo que:

Costo por mantenimiento=$ 1,633,393.03 * 0.04 = $ 65,335.72/año

El costo fijo anual es igual a:

CF = $ 201,286.00+$ 248,152.32+$ 65,335.72 = $ 514,774.33/ año

Cálculo del costo variable

El costo de energía se obtuvo directamente de la información obtenida del O.O para 2019, de acuerdo al consumo por mes que se tiene y a la tarifa 6 de la CFE, se tiene un costo al año de $958,243.45, ver cuadro 3.

Para el costo de la mano de obra por la operación del equipo de bombeo, se registró un operario cuyo sueldo es de $150 diarios, trabaja los 6 días a la semana que funciona el pozo:

Costo por operación = $ 46,800/año

El costo por mantenimiento se realiza cada 6 meses con un costo promedio de $15,000.00.

Costo por mantenimiento = $ 15,000 * 2 = $ 30,000/año

Para el costo por consumo de aceite se utiliza la ecuación (6) y (7):

Ca = 0.0004 * 125 HP = 0.05 l/h

CA = 0.05 L/h * 54.61 = $ 2.7/hora = $ 2.7/h * 3,744 h/año = $ 10,108.80/año

Por lo tanto, el costo variable es igual a:

CV = $ 958,243.45 + $ 30,000.00 + $ 10,108.80 = $ 1,045,152.25/año

Cuadro 3. Costo de energía eléctrica para el año 2019

Periodo	Consumo total kW	Precio por kW $	Costo $/Kw (sin IVA)	Costo total $/kW
Enero	35,897	1.71	61,365.92	71,184.47
Febrero	38,962	1.50	58,458.58	67,811.96
Marzo	33,469	1.56	52,221.68	60,577.15
Abril	39,730	1.66	66,039.21	76,605.48
Mayo	32,715	1.82	59,508.59	69,029.96
Junio	35,319	1.95	68,942.69	79,973.52
Julio	34,631	2.17	75,048.84	87,056.65
Agosto	27,902	2.39	66,797.39	77,484.97
Septiembre	25,250	2.68	67,642.23	78,464.98
Octubre	24,299	2.96	71,847.28	83,342.85
Noviembre	30,217	2.91	88,010.03	102,091.64
Diciembre	33,295	2.71	90,189.50	104,619.82
TOTAL				**958,243.45**

Costo total

El costo total es igual a la suma de costos fijos más la suma de los costos variables:

CT = $ 514,774.33 + $ 1,045,152.25 CT = $ 1,559,926.58/año

Volumen de extracción y costo de extracción de agua subterránea

Para calcular el volumen de extracción (Ve) en m3 se emplea la ecuación (8), y el volumen anual de explotación es de 404,352 m3.de esta manera, el costo de extracción de agua subterránea (CAS) en el pozo es:

$$Vex = \frac{30 * 3600}{1000}\ 3744 = 404{,}352.00\ m^3$$

Para el costo de extracción de agua subterránea, se utiliza la ecuación (1)

$$CAS = \frac{\$\ 1{,}559{,}926.58}{404{,}352.00\ m^3} = 3.86\ \$/m^3$$

Cálculo de costos indirectos

Los costos de indirectos son dos, los de la administración de las oficinas y los costos de educación y cultura del agua. De los primeros, se investigó con el O.O y se clasificó los costos de acuerdo a lo estipulado por el RLOPySRM (2010), por lo que este O.O gasta en estos costos

$496,766.00 al año. Se propone realizar talleres dentro de la comunidad para la concientización del uso racional del agua y cuidado del medio ambiente. Para los talleres, se propone se realicen 12 a un costo de $1,500 cada uno, arrojando un total de $18,000 al año.

Cuadro 4. Costos de administración del Organismo Operador del pozo de San Diego, Texcoco.

	Concepto	Costo $
I.	**Honorarios, sueldos y prestaciones de los siguientes conceptos:**	
a.	Personal directivo.	
b.	Personal técnico.	128,340.00
c.	Personal administrativo.	
f.	Pasajes y viáticos del personal enunciado en los incisos a), b) y c).	6,766.00
II.	**Depreciación, mantenimiento y rentas de los siguientes conceptos:**	
e.	Equipos, muebles y enseres.	7,600.00
f.	Depreciación o renta, y operación de vehículos.	7,732.44
III.	**Servicios de los siguientes conceptos:**	
a.	Consultores, asesores, servicios y laboratorios.	191,171.00
V.	**Gastos de oficina de los siguientes conceptos:**	
a.	Papelería y útiles de escritorio.	15,353.20
c.	Equipo de computación.	848.01
e.	Copias y duplicados.	17,632.00
f.	Luz, gas y otros consumos.	1,265.00
IX.	**Trabajos previos y auxiliares de los siguientes conceptos:**	
b.	Montajes y desmantelamientos de equipo.	120,059.00
TOTAL		**496,766.65**

Los costos indirectos son iguales a:

$$CI = \$\ 496,766.65 + \$\ 18,000.00\ CI = \$\ 514,766.65/año$$

Cálculo de costo por financiamiento

El O.O reportó un ingreso de $ 562,253.53 por el concepto de pago por extracción de agua durante el segundo semestre del 2018 y enero de 2019, equivalente a un ingreso mensual de $ 80,321.93; la tarifa mensual por el servicio de agua potable es de $ 70.00 pesos, 1,148 usuarios pagaron el servicio durante este periodo. De los 2,356 usuarios que se tienen registrados en el padrón de usuarios son 1,208 que no pagaron el servicio; Tomando lo estipulado en el reglamento interno de la A. C., se cobra un 20 % sobre la deuda total, y dado que la deuda asciende a un monto anual de $840, se obtiene que: $ 840 * 1.20 = $ 1,008/anual:

Costo por financiamiento = $ 1,008 * 1,208 usuarios (morosos) = $ 1,217,664.00/año.

Cálculo de costo por utilidad

Para la utilidad se consideró la tasa de interés de CETES consultada en febrero de 2019, estimando un 8.20 % y se calcula sobre los CD + CI + CF:

Costo por utilidad = ($ 1,559,926.58 + $ 5 14,766.65 + $ 1,217,664) * 0.0820 = $ 269,973.30/año

Estimación del precio de venta

El precio de venta (PV) es igual a la suma del costo directo (de extracción), costo de indirectos, costo por financiamiento y costo por utilidad:

PV = $ 1,559,926.58 + $ 514,766.65 + $ 1,217,664 + $ 269,973.30 PV = $ 3,562,330.52/anual

Para calcularlo por metro cúbico extraído, sustituimos este valor en la ecuación 1, en vez del costo por extracción:

$$CAS = \frac{\$\ 3{,}562{,}330.52}{404{,}352.00\ m^3} = 8.81 \$/m^3$$

CONCLUSIONES

El costo por metro cúbico extraído del pozo profundo es de $ 3.86 $/m3. En los costos fijos del costo de extracción de agua potable, el costo por inversión representa el 48.2 %, en los costos variables, la energía eléctrica significa el 91.7 % de este costo. Del costo total, el costo variable representa el 67 %. En el precio de venta, los costos directos equivalen al 44%, los costos indirectos el 14 % y el costo por financiamiento representa el 34.2 %. El precio de venta por metro cúbico es de $ 8 .81, un 228% más que el costo de extracción, influido principalmente por el costo por financiamiento. El costo actual establecido por el O. O. es de $ 1.59 por metro cúbico y lo que se debería cobrar considerando todos los aspectos que intervienen en la dotación del servicio es $ 8.81 por metro cúbico que representa 5.54 veces más que la tarifa actual. Este costo es equivalente al 41% del costo de extracción, es decir, tampoco cubre lo que se gasta en la extracción del agua.

BIBLIOGRAFIA

CONAGUA. (2002). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Texcoco, Estado de México. México: CONAGUA.

CONAGUA. (2018). Estadísticas del Agua en México. México: CONAGUA.

CONAGUA, C. (2015). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS). Conducciones. México: México.

INEGI. (2015). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Obtenido de Texcoco, México: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/15/15099.pdf

RLOPSRM. (2010). Reglamento de la Ley de Obras Públicas y Servicios Relacionados con la Misma. México: DOF

MONITOREO DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE SAN ROQUE A PARTIR DE IMÁGENES SATELITALES LANDSAT 8

Cosano N.[1*] ; Germán A. [2,3]; Scavuzzo M. [3]; Ferral A. [3,4,5**]

[1]Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) , Córdoba, Argentina
[2]Instituto Gulich, UNC-CONAE, Centro Espacial Teófilo Tabanera, Falda del Cañete, Argentina
[3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnicas (CONICET), Córdoba, Argentina
[4] Cátedra UNESCO en Seguridad Humana y Desarrollo Regional, UBP, Córdoba, Argentina
*noeliacosano@gmail.com;**aferral@conae.gov.ar

Resumen: A nivel global se observa una degradación sostenida de la calidad de cuerpos de aguas, principalmente en cuencas con un alto impacto antrópico en las que el gran contenido de nutrientes genera eutrofización y proliferación excesiva de algas. En este trabajo, se presenta un herramienta de monitoreo satelital del nivel trófico de un embalse que provee agua al 70 % de la población de la ciudad de Córdoba. Se muestran resultados del análisis de correlación entre la concentración de sólidos suspendidos y la concentración de clorofila-a que indican que el embalse tiene comportamiento óptico característico de aguas Tipo I. En función de este resultado, se presenta un algoritmo para estimar concentración de clorofila-a mediante el índice espectral NDVI (normalized diferencial vegetation index). Se encuentra una relación lineal simple entre éste y la concentración de clorofila-a medida en simultáneo con el paso del satélite. El modelo desarrollado tiene un coeficiente de determinación igual a 0.64 ($p<0.001$) y la validación con un grupo control presenta un coeficiente de determinación igual a 0.88 ($p<0.001$). Se muestran mapas de estado trófico para diferentes estaciones del año y se analiza el comportamiento espacial y temporal. Por último, modelo desarrollado permite sumar esfuerzos para alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible 2030 de Naciones Unidas, particularmente en relación al indicador 6.3.2 referido al seguimiento cuantitativo de la salud de cuerpos de agua.

Abstract: At a global level, a sustained degradation water quality is observed, mainly in basins with a high anthropic impact in which the high content of nutrients generates eutrophication and huge proliferation of algae. In this work, a tool for satellite monitoring of the trophic level of a reservoir that provides water to 70% of the population of Córdoba city is presented. Results of the correlation analysis between the concentration of suspended solids and the concentration of chlorophyll-a are shown, indicating that the reservoir has an optical behavior typical of Type I waters. Based on this result, an algorithm is presented to estimate the concentration of chlorophyll- a using the spectral index NDVI (normalized differential vegetation index). A simple linear relationship is found between this index and chlorophyll-a concentration measured simultaneously with the satellite pass. The model has a determination coefficient equal to 0.64 ($p <0.001$) and it was validated with a control group presenting a determination coefficient equal to 0.88 ($p <0.001$). Trophic state maps are shown for different seasons and spatial and temporal behavior is analyzed. Finally, the model developed allows us to join efforts to achieve the United Nations' 2030 sustainable development goals, particularly in relation to the indicator 6.3.2 referring to the quantitative monitoring of water bodies health.

Palabras claves: Eutrofización; LANDSAT; semiempírico; Clorofila-a; Mapas.

INTRODUCCIÓN

El agua históricamente ha sido considerada un recurso renovable, sin embargo, en el último siglo se viene observando una degradación sostenida de su calidad, tanto en sistemas continentales como oceánicos debido al impacto antrópico. Sumado a esto, aparece como una nueva amenaza el cambio climático global, el cual se manifiesta causando severas

sequías o extraordinarias inundaciones en diferentes regiones del planeta y acentuando procesos de degradación (Cui et al, 2019). En este sentido, los lagos evolucionan a lo largo de miles de años, transformándose primero en pantanos y finalmente en llanuras lo que se denomina eutrofización natural (Wetzel, 2002). La eutrofización produce de manera general un aumento de la biomasa y un empobrecimiento de la diversidad de algas. Los efluentes urbanos, industriales y la actividad agraria, entre otros, aportan cantidades importantes de nutrientes a los cuerpos de agua continentales y aceleran este proceso de manera formidable (Lewis et al, 2011). El resultado es un aumento de la producción primaria (fotosíntesis) con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema. Se puede resumir en una proliferación desmedida de fitoplancton ocasionado por un exceso de nutrientes que trae como consecuencia una disminución de la transparencia del agua. Este hecho hace que la capacidad fotosintética disminuya bajo la superficie y el oxígeno, que se consume a tazas mayores por el aumento de materia orgánica, no se pueda reponer. Finalmente, en estas condiciones el sistema pasa a tener características anóxicas hasta niveles que pueden impedir el normal desarrollo de la vida acuática y en ocasiones causar mortandad de peces. En este contexto, proliferan las bacterias descomponedoras anaeróbicas las cuales sintetizan como producto de degradación de la materia orgánica sustancias reducidas con mal olor como sulfuro de hidrógeno, entre otras (Ferral et al, 2017). Cabe destacar que algunas especies de algas también liberan compuestos de características organolépticas desagradables como por ejemplo la geosmina, que tiene el típico olor a gamexane (Parinet, 2010). Otra de las consecuencias principales de este fenómeno es la liberación de toxinas, en particular microcistinas, que pueden afectar tanto a la vida acuática como a la salud de la población. Algunas son fuertes neurotóxicos (anatoxin-a, anatoxin-a(s), saxitoxins) o hepatotóxicas (microcystins, nodularin, cylindrospermopsin), mientras que otras pueden causar impedimentos de salud, tales como gastroenteritis (Molica et al, 2005).

En el Embalse San Roque de la provincia de Córdoba se han encontrado este tipo de toxinas en peces (Amé et al, 2010). Si las especies de algas nocivas, como las cianófitas, aumentan su dominancia y la concentración es alta, se presenta un riesgo para la población, especialmente durante el uso recreacional del recurso (Codd et al., 2005). En este contexto, el relevamiento de la salud de cuerpos de agua es imprescindible y esto se destaca en el indicador 6.3.2 de uno de los objetivos de desarrollo sostenible 2030, propuesto por Naciones Unidas (Assembly, 2017). Si bien la provincia realiza numerosos esfuerzos para evaluar la calidad del recurso hídrico superficial, la periodicidad espacial y temporal de campañas de campo es insuficiente para generar mapas de tendencias o detectar anomalías en tiempo real. En este escenario, la información satelital brinda cobertura espacial y temporal periódica y de bajo costo, lo que permite generar mapas de diferentes indicadores de calidad ambiental (Ferral, 2013; German, 2020, Bonansea et al, 2019). El índice de vegetación normalizado (NDVI) es negativo en cuerpos de agua con poca biomsa algal y mayor a cero en tierra o vegetación. Se comprobó que correlaciona de manera significativa y positiva con la concentración de clorofila en diferentes cuerpos de agua en el mundo y en particular en el Embalse San Roque (Kiage et al, 2009, Kiage et al 2020, Ferral et al., 2018).

Se propuso entonces, desarrollar un modelo de estado trófico del Embalse San Roque a partir de muestras de agua recolectadas en simultáneo con el paso del Satélite LANDSAT 8-OLI, en el marco de la cooperación institucional entre la Administración Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba y la Comisión Nacional de Actividades Espaciales. Este trabajo complementa estudios previos realizados con otros sensores satelitales (Ferral et al., 2018, Guachalla Alarcón et al, 2018, German et al, 2019, Germán et al, 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de Estudio

La zona de estudio es el Embalse San Roque ubicado en el Valle de Punilla provincia de Córdoba en la cuenca alta del Río Suquía. Recibe el aporte de los ríos tributarios San Antonio y Cosquín junto con los arroyos los Chorrillos y las Mojarras. Este embalse empezó a ser construido en el año 1939 y se finalizó en el año 1944, tiene un área de 14 km 2 aproximadamente y una cuenca de alimentación 1750 Km2, (Ferral, 2013). Presenta su baricentro en las coordenadas 31º 22' 56'' S, 64º27'' 56'' O, Figura 1.

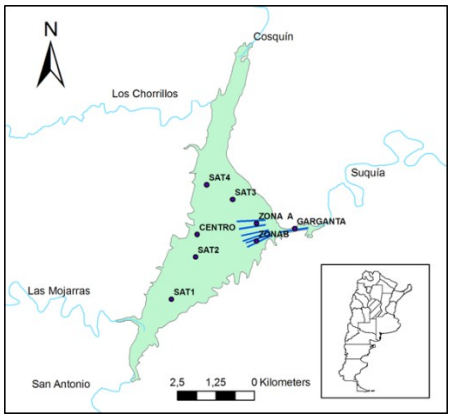


Figura 1: Embalse San Roque ubicado al noroeste de la ciudad de Córdoba, Argentina (baricentro en 31º 22' 56" S, 64º 27' 56" O). Los círculos negros corresponden a los puntos de monitoreo en campo y las líneas celestes a los ejes de actuación aireadores artificiales.

Monitoreo de Campo

Las campañas de monitoreo de campo se realizaron de manera simultánea con el paso del Satélite LANDSAT 8 en las siguientes fechas: 09-10-2013, 13-01-2014, 08-05-2015 19-01-2016, 13-07-2016, 22-02-2017, 21-11-2017. En la Figura 1 se muestra la disposición de los puntos de monitoreo, tres de ellos se ubican sobre la zona de actuación del sistema de aireación artificial (Zona A, Zona B y Garganta), uno en el centro (Centro) y otros cuatro son periféricos pero alejados de las costas para utilizar en el análisis satelital y detectar influencia de tributarios (SAT 1, SAT 2, SAT 3 y SAT 4). Las muestras de agua se recolectaron a una profundidad de 0.2 m y se procesaron de acuerdo a las normas APHA (APHA, 2012) en el laboratorio de análisis químicos de la Secretaróia de Recursos Hídricos de la provincia. Se determinaron concentración de clorofila-a y sólidos suspendidos siguiendo los métodos 10200 H-2 y 2540 D. respectivamente.

Datos satelitales

LANDSAT 8-OLI: El sensor OLI (Operational Land Imager) se encuentra a bordo del satélite de la NASA LANDSAT 8, lanzado en febrero de 2013, que orbita la Tierra a 705 km de altura en una órbita heliosincrónica, con una revisita de 16 días. Esta plataforma es la continuación del programa LANDSAT, cuya primera misión fue lanzada en 1972. Presenta ocho bandas en el visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio, que tienen una resolución espacial de 30 m y una pancromática de 15m, Tabla 1. En este estudio se utilizó el producto de reflectancia a nivel de superficie (L2) el cual se encuentra disponible de manera gratuita en el servidor del Servicio Geológico de Estados Unidos (https://earthexplorer.usgs.gov/). Se descargaron todas las imágenes sin nubes disponibles de la escena que contiene el Embalse San Roque (229/82) desde abril de 2013 hasta marzo de 2020. El área de interés

se recortó usando una máscara para tierra construida a partir del índice MNDWI, con el cual el grupo de trabajo tiene experiencia para definir umbrales de confianza (Ferral et al, 2019).

Tabla 1: Características espectrales y espaciales de los sensores OLI.

	Landsat 8 OLI	
Banda	**Longitud de onda (nm)**	**Resolución (m)**
1 Aerosol costero	433-453	30
2 (Azul)	450-515	30
3 (Verde)	525-600	30
4 (Rojo)	630-680	30
5 (NIR)	845-885	30
8 (Pancromática)	500-680	15
9 (SWIR) /Cirrus	1.360 - 1.380	30
6 (SWIR1)	1.570 - 1.650	30
7 (SWIR2)	2100-2300	30

Procesamiento y Análisis de Datos

Cálculo de Indice de estado trófico (TSI): Se utiliza el índice de estado trófico desarrollado por Carlson (Carlson, 1977), el cual puede ser calculado a partir de datos de concentración de clorofila, de fósforo total o de profundidad de disco de Secchi. La Ecuación 1 presenta la función que se utiliza para calcular el TSI a partir de concentración de clorofila-a, que debe ser introducida en unidades de µg/L. La Tabla 2 presenta la clasificación del nivel de estado trófico en función del valor de TSI.

TSI= 30,6 + 9,8 ln([clorfila-a]) Ecuación 1

Tabla 2: Clasificación de estado trófico calculados a partir del Indice TSI

	ULTRAOLIGOTRÓFICO	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO	HIPERTRÓFICO
TSI	0-20	>20-40	> 40-50	>50 -70	> 70

INDICE NDVI: El índice diferencial normalizado de vegetación, NDVI, es ampliamente utilizado para estimar atributos de la vegetación sobre la base de información espectral obtenida a partir de monitoreo remoto. En este trabajo se utiliza como indicador de presencia de algas en cuerpos de agua. Se calcula a partir de la reflectancia de las bandas B5 (infrarrojo cercano) y B4 (rojo) del sensor LANDSAT 8-OLI según la Ecuación 2.

NDVI= (B5-B4)/(B5+B4) Ecuación 2

Modelado semiempírico: Se utilizó la función “lm” del paquete stats de R para modelar la concentración de clorofila-a a partir de datos satelitales mediante regresión linear simple. En cada caso se separó una población de datos para generar un modelo y otra para realizar la validación de éste. Se evaluaron los resultados obtenidos a partir del análisis del coefiente de determinación r2 (Devore, 2005).

Generación de mapas: Las imágenes satelitales se importaron en el programa QGIS (QGIS, 2020) para realizar el cálculo de NDVI sobre las imágenes y extraer los valores correspondientes a los puntos de monitoreo para exportar a R. Una vez obtenido el modelo

en R, se generaron los mapas de concentración de clorofila y estado trófico en QGIS. Se utilizó el módulo de QGIS Cloud Publisher para alojar en la nube prototipos de mapas y disponibilizarlos para su descarga. Esta herramienta es gratuita sólo por un período corto y se utilizó para ejemplificar el contenido que se podría trasladar a un servidor permanente.

RESULTADOS

Caracterización de datos de campo

Las Tabla 3 y 4 presentan los datos estadísticos descriptivos de las variables medidas en campo: temperatura (Tº), materiales en suspensión (MES) y clorofila (cloro-a), para las estaciones de primavera verano y otoño invierno respectivamente. El análisis se realizó sobre la base de los datos recolectados en las fechas informadas en la Sección de Materiales y Métodos.

Tabla 3 Estadística marginal de datos de campo en Primavera - verano

VARIABLE	MEDIA	MINIMA	MEDIANA	MAXIMO	DESVIACION
MES MG/L	22	1	11	210	35
CLORO A µ/L	262	21,1	166,2	1064.1	30.8

Tabla 4. Estadística marginal de datos de campo en Otoño – invierno.

VARIABLE	MEDIA	MINIMA	MEDIANA	MAXIMO	DESVIACION
MES MG/L	9	9	2	25	5
CLORO A µ/L	0	0	7,0	0	0

Se observa que el Embalse presenta temperaturas medias de 22,5 Cº en épocas cálidas y 15,85 Cº en épocas frías. Además, se observan mayores concentraciones medias y máximas de MES (materiales en suspensión) en primavera y verano que en otoño e invierno. Al igual que en el caso de Cloro- a. esto se debe al aumento de biomasa algal en estaciones cálidas. La Tabla 5 presenta la estadística descriptiva de la concentración de clorofila-a para todo el período de análisis en función de sus sitios de monitoreo.

Tabla 5 Estadísticos descriptivos de la concentración de clorofila (µg/l) para todo el período en función del sitio de muestreo

Variable	CEN	GAR	ZA	ZB	SAT1	SAT2	SAT3	SAT4
MEDIA	207.6	134,5	148,7	134,9	192,3	221,8	185.7	147,9
MIN	7	9	17,3	10	26,9	0	43,6	28,8
MEDIANA	138	59,6	69	0	89,4	96	145,85	90,6
MAX	812	471	593,1	802	0	898,7	835,7	908
SD	227.3	134,9	173,9	0	243,8	254,6	182,4	190,6

Se observa que los máximos valores registrados, 1064,1 y 908 µg/L corresponden a los sitios de desembocadura de los principales tributarios, SAT 1 desembocadura del Rio San Antonio y SAT 4 desembocadura del Río Cosquín, respectivamente. Por otro lado, los valores medios de clorofila en todos los sitios superan los 25 µg/L indicando que el lago se comporta como un lago hipereutrófico según la definición de la OCDE. (Organización de Cooperación Económica y Desarrollo)

Modelado de concentración de clorofila a partir de datos LANDSAT 8-OLI

Morel y Prieur establecieron un criterio para caracterizar el comportamiento óptico del agua en dos tipos I y II (Morel, 1977 ; Gitelson, 2007). Esta clasificación consiste en diferenciar aguas turbias debido a la proliferación de fitoplancton de aquellas que lo son por efecto de presencia de sedimentos, como es el caso del Río de la Plata en Argentina (Dogliotti et a, 2015). En el caso de aguas tipo I es posible generar algoritmos confiables para estimar

concentración de clorofila a partir de sensores multiespectrales, mientras que no se recomienda su uso para aguas de tipo II. Estidios anteriores demostraron que el embalse se comporta como agua de tipo 1 ya que la relación entre la concentración de clorofila-a y el material en suspensión se ajusta con una función lineal significativa (Ferral 2013, Cosano, 2020).

Se utilizó el índice NDVI para construir un modelo de concentración de clorofila-a a partir de una aproximación semiempírica de regresión lineal simple, Ecuación 2. La Figura 2 presenta los resultados obtenidos para 19 pares de datos recolectados de manera simultánea con el paso del satélite y monitoreo de campo (izquierda) y el ajuste para un grupo control que no fue utilizado para generar el modelo (derecha). Se obtuvo un coeficiente de determinación igual a 0,64 y un valor de significancia p <0,001, indicando que el modelo es estadísticamente significativo. En el caso del grupo control, el modelo ajustó con un coeficiente de determinación igual a 0.88 y un valor de significancia p <0,001.

$$[Clorofila-a](\mu g/L) = 124.45 + 236.31\,NDVI \qquad \text{Ecuación 2}$$

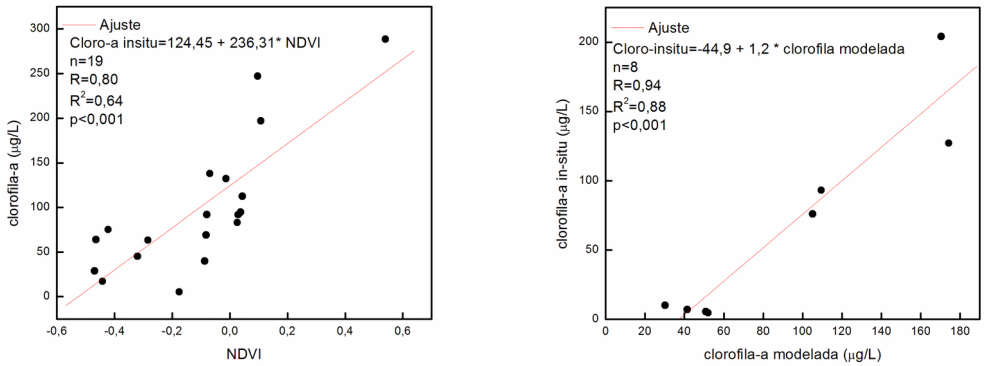


Figura 2: Modelo para estimar concentración de clorofila-a a partir de NDVI calculado sobre imágenes LANDSAT 8-OLI, Ecuación 4 (izquierda), validación con grupo control (derecha).

La Figura 3 presenta el comportamiento espacial y temporal de la variable clorofila-a del embalse San Roque modelada a partir de imágenes LANDSAT 8-OLI para el período 2013-2017. Se observan mayores valores en épocas de verano y en las desembocaduras del Río Cosquín (zona Norte) y del Río San Antonio (zona Sur). Este comportamiento coincide con lo observado a partir del análisis de datos de campo, Tabla 5, en donde se registran los valores máximos observados en los puntos SAT4 (desembocadora del Río Cosquín) y SAT 1 (desembocadora del Río San Antonio). Las tendencias observadas para el presente período de tiempo coincide con estudios previos realizados para el período 2009-2011 a partir de información de campo y datos del sensor LANDSAT 5-TM (Ferral et al, 2017, Ferral et al, 2018).

La Figura 4 presenta como ejemplo productos satelitales del Embalse San Roque obtenidos a partir del procesamiento de imágenes LANDSAT 8-OLI para el caso de una explosión algal, de fecha 27/01/2019 y el caso del embalse en condiciones normales para una fecha de invierno, 19/07/2019. A simple vista se observa mayor proliferación algal y condiciones eutróficas en la columna de la izquierda, lo que se traduce en los colores de los mapas de concentración de clorofila-a y TSI. Por el contrario, en la imagen de color real de la columna de la derecha (invierno), no es posible distinguir variabilidad en el Embalse ya que se ve sólo color negro. Sin embargo, los mapas de Clorofila y TSI indican que en la zona sur y norte del cuerpo de agua éste se encuentra en estado eutrófico. Es importante resaltar, que las

condiciones normales del Embalse oscilan entre eutrófico e hipertrófico prácticamente todo el año (Ferral et al, 2017; German, 2017), pero no se puede detectar a simple vista a partir de una imagen en color real, con excepción de la ocurrencia de un *bloom* fuera de serie (como el del 27/01/2019). Por ello es muy importante el uso de modelos para evaluar de manera continua la evolución espacio-temporal de la calidad del agua.

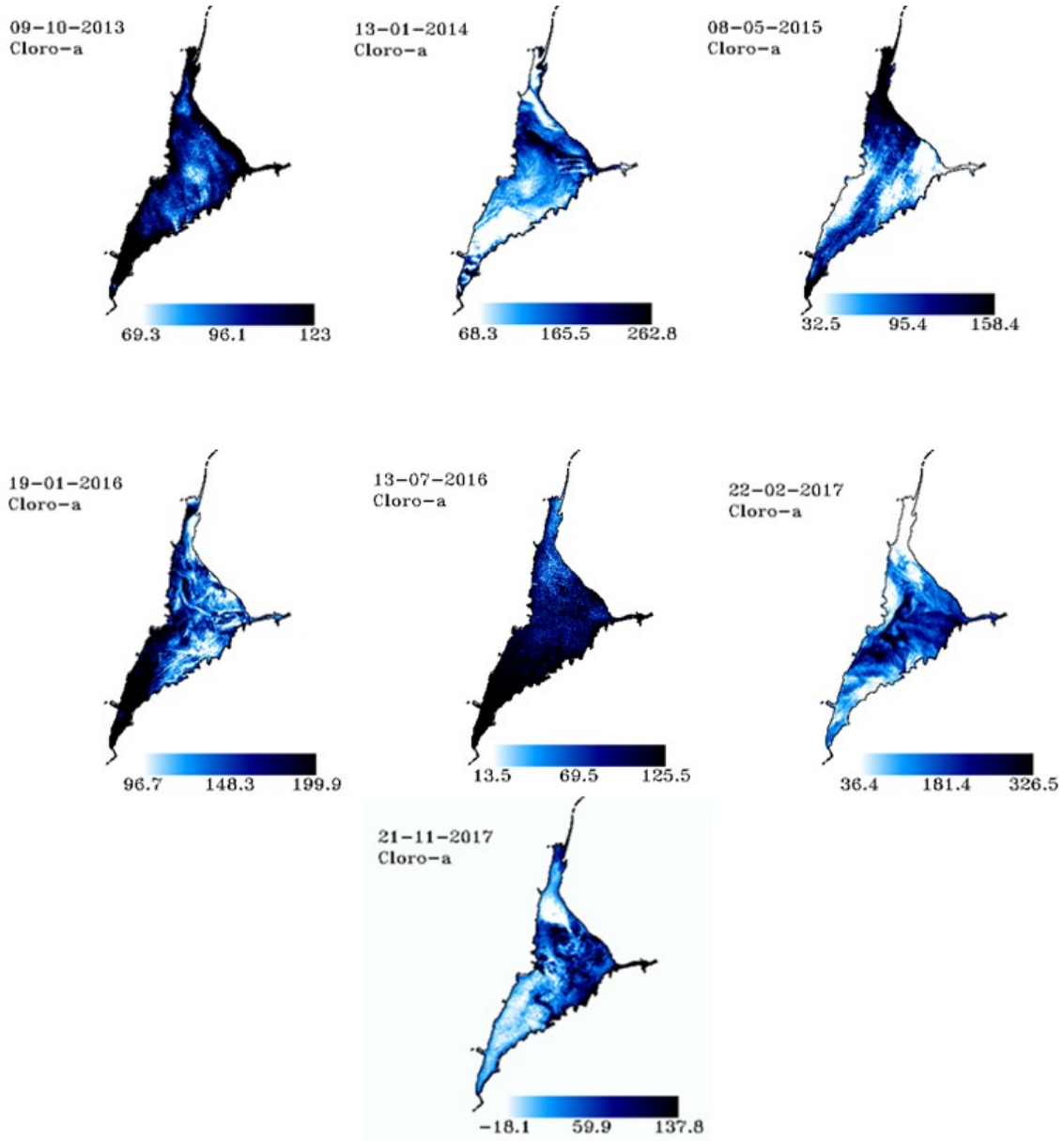


Figura 3: Evolución espacio-temporal del comportamiento de la variable clorofila-a modelados a partir de imágenes LANDSAT 8-OLI para el período 2013-2017.

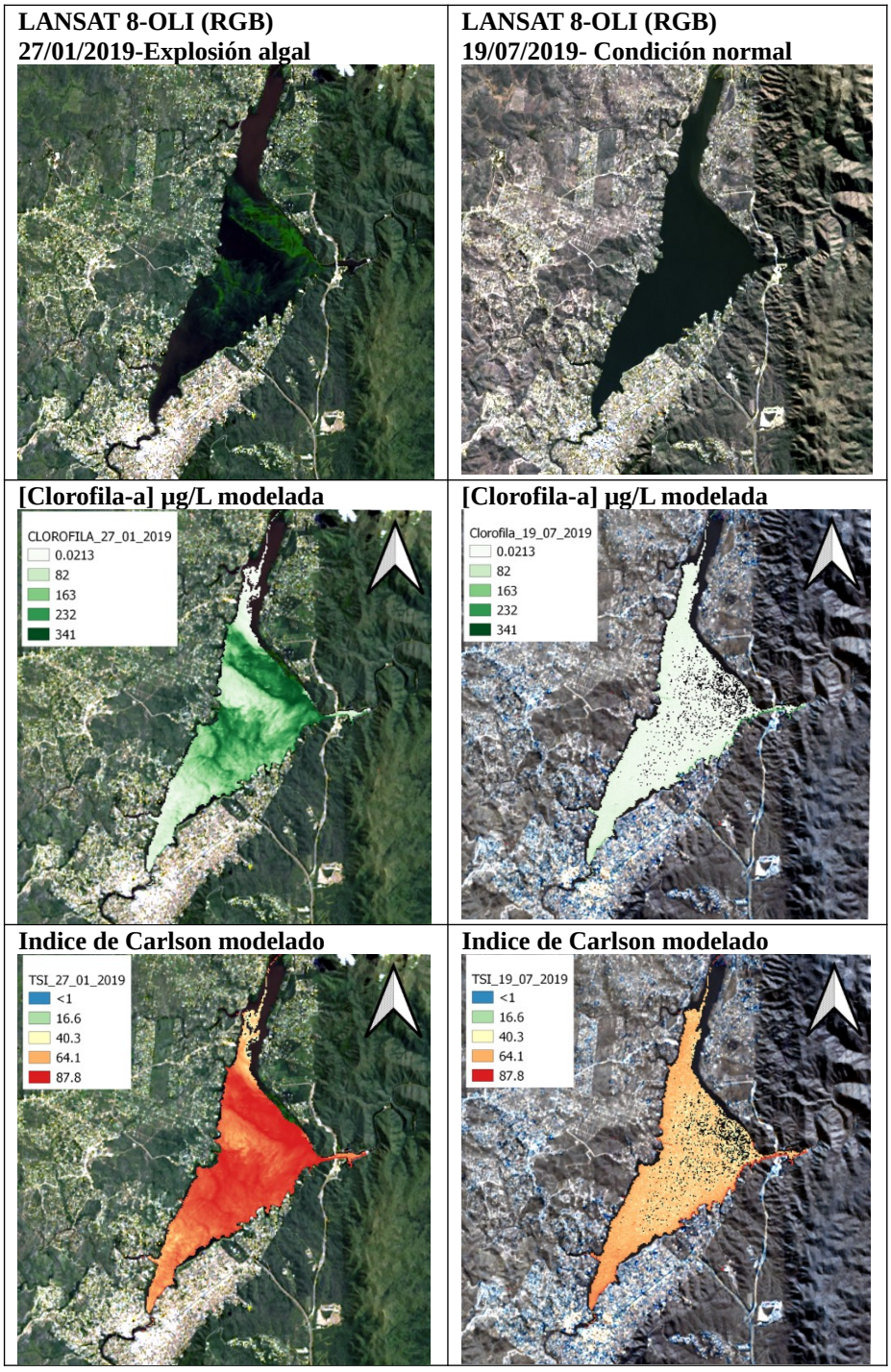


Figura 4: Productos satelitales del Embalse San Roque para una fecha de verano del 27/01/2019 en la cual se registra una explosión algal, (columna derecha), y una de invierno del 19/07/2019 en condición normal (columna izquierda). La primera fila corresponde a una combinación RGB, la segunda al modelado de [Clorofila-a] y la tercera al modelado del índice de eutrofización (TSI).

Es importante aclarar que el algoritmo desarrollado para calcular concentración de clorofila arroja valores negativos en condiciones de bajas concentración de esta variable. Por ello, en la columna de la derecha en la Figura 4, se observan píxeles negros correspondientes a No Dato ya que lo que se visualiza es la capa en color real del Embalse (el agua de color negro) que se ubica por debajo. Actualmente se está trabajando con modelos multivariados y se espera incorporar modelos lineales generalizados para mejorar el desempeño de estos algoritmos. Paralelamente se está desarrollando un código en el programa R para completar la biblioteca de mapas de concentración de clorofila-a e

índice TSI calculados con la metodología descripta y disponibilizarla en la web para todo el período operativo del Satélite LANDSAT 8-OLI. En el siguiente link se puede ver un producto en color real como ejemplo para una fecha en donde se registró una explosión algal, 27/01/2019, y descargar las capas de clorofila-a y TSI. https://editor.giscloud.com/map/1217563/sanroquesatelital.

CONCLUSIONES

En este trabajo se presentó una propuesta de monitoreo satelital del estado trófico del Embalse San Roque a partir de datos de la plataforma LANDSAT8-OLI y el uso de un índice simple como el NDVI. Cabe destacar que las técnicasde teledetección aplicadas al estudio de calidad de agua poseen la gran ventaja de proveer una alta cobertura espacial y temporal y bajo costo operativo. Se generó un modelo semi-empirico sobre la base de una regresión lineal simple entre la concentración de clorofila-a medida en laboratorio y los valores de NDVI extraídos de las imágenes satelitales procesadas. Se obtuvo un coeficiente de determinación de igual a $r^2 = 0,64$ y un valor de significancia $p < 0,001$, indicando que el modelo es estadísticamente significativo. Se validó el modelo con este grupo y se obtuvo un $r^2 = 0,88$ indicando un buen desempeño del modelo. El objetivo de este modelo fue generar mapas de estado trófico del Embalse San Roque utilizando el programa QSIG a partir de la definición de TSI (Trophic State Índex) propuesta por Carlson. Este sugiere cinco niveles tróficos: >0-20 ultraoligotrófico, >20-40 oligotrófico, >40-50 mesotrófico, >50-70 eutrófico, >70 hipereutrófico. La metodología propuesta es simple y puede ser implementada a partir del uso de imágenes satelitales gratuitas y software libre. Se prevé utilizar el algoritmo desarrollado en el APRHI como herramienta de bajo costo para realizar un seguimiento cualitativo de la calidad del agua del embalse de manera continua

REFERENCIAS

A. Morel and L. Prieur. Analysis of variations in ocean color. Limnology and Oceanography, 22:709-722, (1977).

Amé, M. V., Galanti, L. N., Menone, M. L., Gerpe, M. S., Moreno, V. J., & Wunderlin, D. A. (2010). Microcystin–LR,–RR,–YR and–LA in water samples and fishes from a shallow lake in Argentina. Harmful Algae, 9(1), 66-73.

American Public Health Association & Federation, W. E.(2005). Standard methods for the examination f water and wastewater. American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA.

Assembly, U. G. (2017). *Resolution 71/313. Work of the Statistical Commission pertaining to the 2030 Agenda for Sustainable Development. Adopted 6 July 2017*. A/RES/71/313.

Bonansea, M., Ledesma, M., Bazán, R., Ferral, A., German, A., O'Mill, P., ... & Pinotti, L. (2019). Evaluating the feasibility of using Sentinel-2 imagery for water clarity assessment in a reservoir. Journal of South American Earth Sciences, 95, 102265.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes 1. Limnology and oceanography, 22(2), 361-369.

Codd, G. A., Morrison, L. F., & Metcalf, J. S. (2005). Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. Toxicology and applied pharmacology, 203(3), 264-272.

Cosano Noelia. (2020) *Estimación del estado trófico del Embalse San Roque a partir de datos satelitales Landsat-8 OLI como herramienta de monitoreo y gestión*. Trabajo Final de carrera de la Universidad Blas Pascal

Cui, X., Guo, X., Wang, Y., Wang, X., Zhu, W., Shi, J., Lin C. & Gao, X. (2019). Application of remote sensing to water environmental processes under a changing climate. Journal of Hydrology

Devore J.L. (2005) Probabilidad y estadstica para ingeniera y ciencias. Thomson,

Dogliotti, A. I., Ruddick, K. G., Nechad, B., Doxaran, D., & Knaeps, E. (2015). A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. Remote Sensing of Environment, 156, 157-168.

ENVI user's guide. (2003). Inc Research Systems. Research Systems.

Ferral A., Luccini E., Solis V. M., Frery A. C., Aleksinkó A., Bernasconi I., & Scavuzzo In-situ and satellite monitoring of the water quality of a eutrophic lake intervened with a system of artificial aireation". M. IEEE Latin America Transactions, (2018,) vol. 16, no 2, p. 627-633.

Ferral A., Solis V. M., Frery A. C., Orueta A., Bernasconi I., Bresiano J. & Scavuzzo M. "Spatio-temporal changes of water quality in an eutrophic lake with artificial aeration (2017) Journal of Water and Land Development. No. 35 p. 27-40. DOI: 10.1515/jwld-2017-0065.

Ferral, A. (2013). Análisis espacio-temporal del efecto del sistema de aireación artificial en el embalse San Roque. Integración de datos de campo y técnicas geoespaciales Tesis de Maestría. Facultad de Matemática, Astronomía, Física y Computación de la UNC.
Ferral, A., Luccini, E., Aleksinkó, A., & Scavuzzo, C. M. (2019). Flooded-area satellite monitoring within a Ramsar wetland Nature Reserve in Argentina. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 15, 100230.
Germán A. , Andreo V. Tauro C. , Scavuzzo M. y Ferral A, Scavuzzo M. Novel method based on Time Series Satellite Data analysis to detect Algae Blooms in an Eutrophic Lake (en prensa *Ecological Informatics,* 2020).
Germán A. , Ferral A, Scavuzzo M, Guachalla Alarcón A., Tropper I., Ibañez G., Shimoni M (2019). Spectral Monitoring of Algal Blooms in an Eutrophic Lake Using Sentinel-2. In IGARSS 2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (pp. 306-309). IEEE.
German, A., Argañaraz, J., Lighezzolo, A., & Ferral, A. (2018, June). Remote sensing of water quality in a watershed and its relationship with wildfires, precipitation and urban growth. In *2018 IEEE Biennial Congress of Argentina (ARGENCON)* (pp. 1-7). IEEE.
Gitelson A.A., Schalles J.F., and C.M. Hladik. (2007) Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. Remote Sensing of Environment, 109(4):464-472.
Guachalla Alarcon , German A., Aleksinko A., García Ferreyra F., Scavuzzo C. & Ferral A. Spatial algal bloom characterization by LANDSAT 8-OLI and field data analysis.. International Geoscience and Remote Sensing Symposium IGARSS 2018. Valencia, España (Proceedings del Congreso, 2018, 4 páginas).
Kiage, L. M., & Douglas, P. (2020). Linkages between land cover change, lake shrinkage, and sublacustrine influence determined from remote sensing of select Rift Valley Lakes in Kenya. *Science of The Total Environment*, *709*, 136022.
Kiage, L. M., & Walker, N. D. (2009). Using NDVI from MODIS to monitor duckweed bloom in Lake Maracaibo, Venezuela. *Water resources management*, *23*(6), 1125-1135.
Lewis Jr, W. M., Wurtsbaugh, W. A., & Paerl, H. W. (2011). Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environmental science & technology*, *45*(24), 10300-10305.
Molica, R. J., Oliveira, E. J., Carvalho, P. V., Costa, A. N., Cunha, M. C., Melo, G. L., & Azevedo, S. M. (2005). Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a (s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. Harmful algae, 4(4), 743-753.
Parinet, J., Rodriguez, M. J., & Serodes, J. (2010). Influence of water quality on the presence of off-flavour compounds (geosmin and 2-methylisoborneol). Water Research, 44(20), 5847-5856.
QGIS Development Team (YEAR). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org
R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2008. ISBN.
Wedepohl, R. E., Knauer, D. R., Wolbert, G. B., Olem, H., Garrison, P. J., & Kepford, K. (1990). *Monitoring lake and reservoir restoration*. EPA 440/4-90-007.
Wetzel, R. G. (2002). Lake and river ecosystems. Limnology.

8- Agua de uso agrícola

VALORACIÓN DE LA EFICIENCIA DE USO DEL AGUA Y HUELLA HÍDRICA EN CULTIVOS DE *VITIS VINIFERA* L. EN CÓRDOBA, ARGENTINA.

VALORACIÓN DE LA EFICIENCIA DE USO DEL AGUA Y HUELLA HÍDRICA EN CULTIVOS DE *Vitis vinifera* L. EN CÓRDOBA, ARGENTINA

Bracamonte E.[1*]; Angulo[1] E.; Romero, F.[1]; Bustamante, O.[1]; Casabo, A.[1]; López, L.[1]; Croce, A.[1]; Mattof, E.[2]

[1]* Ecotoxicología. Facultad de Ciencias Agropecuarias, UNC.
Cordoba -Argentina
ebracamo@agro.unc.edu.ar
[2]AER INTA, Córdoba.

RESUMEN

Los objetivos de este trabajo fueron evaluar en Colonia Caroya**,** Córdoba, la eficiencia de uso del agua de riego (EUA) utilizando el Marco de Evaluación MESMIS, considerando con valor 1(baja eficiencia) a riego por manto y con valor 5 a riego por goteo, cuantificar la Huella Hídrica (HH) verde (v), azul (a) y gris (g) en las variedades de vid Pinot Noir y Malbec (11 ton/ha) e Isabella (14 tn/ha) con diferentes manejo de riego (manto, 60% de eficiencia y goteo, 95% de eficiencia) y establecer estrategias de sustentabilidad de las huellas hídricas obtenidas. Los valores de HH se obtuvieron utilizando el software CROPWAT 8.0 y la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011) y por Cibit *et al* (2012). Los resultados obtenidos mostraron que los cultivos de vid son ineficientes en el uso del agua de riego y alejado de un valor óptimo de eficiencia local, la HH total requerida es baja en relación a valores nacionales e internacionales. La precipitación efectiva (HHv) utilizada por el cultivo es mayor en relación a valores medios internacionales. La EUA del sistema por goteo representa un 7.6 % del total aportado por el uso de riego por manto. Los resultados evidenciaron que la HHt es insustentable debido al uso de sistemas de riegos tradicionales con baja eficiencia en el uso del agua. En año sin precipitaciones el agua suministrada no cubre las necesidades totales de consumo del cultivo de la vid. El consumo efectivo de agua (HHv) representa el 46% de la oferta anual de agua suministrada. El consumo de agua HHt del cultivo de vid posibilitan el consumo hasta 378 personas para necesidades personales mínimas. Las pérdidas de agua azul del riego por manto y por goteo posibilitan el consumo de 112 y 8 personas para necesidades personales mínimas, respectivamente.

Palabras clave: huella hídrica, vid, eficiencia uso del agua, sustentabilidad hídrica

INTRODUCCIÓN

La escasez, el acceso y la eficiencia del uso del agua dulce constituye un tema de máxima preocupación y de debate en cumbres internacionales, encuentros nacionales, regionales y locales. Debido a ello, nace el concepto «Agua Virtual» que define el volumen de agua necesaria para la elaboración de un producto o para facilitar un servicio particular (Allan,1993). Pero no fue hasta en 2002, cuando Hoekstra y Mekonnen, introducen el concepto de “Huella Hídrica” (HH). Esta se define como el volumen total de agua consumida y/o contaminada en un espacio de tiempo considerado que se emplea para producir un bien o servicio.

Se diferencian tres tipos de huellas hídricas: azul, verde y gris. La huella hídrica *azul* (HHa) se refiere al consumo de los recursos de agua superficial y subterránea a lo largo del ciclo de vida del producto o actividad. La huella hídrica *verde* (HHv) representa el consumo de agua de lluvia en la medida en que no se convierta en escorrentía. Por último, la huella

hídrica *gris* (HHg) se define como el volumen de agua dulce que se requiere para asimilar la carga de un contaminante dado y llevarlo a concentraciones admitidas en las normas de calidad del sitio donde se realiza el estudio (Civit *et al.,* 2012). Estas definiciones constituyen las bases para iniciativas como la de la Water Footprint Network (WFN, 2020) o la de la ISO 14046 (ISO, 2020), que trabajan para comunicar la relevancia de la huella hídrica y obtener información e indicadores sobre el consumo real del agua y el uso que se hace de ella con el fin de medir el impacto humano en los recursos hídricos del planeta.

Actualmente las producciones agrícolas utilizan la mayor parte del agua dulce, representando el 70% del uso mundial total. Por ello, estas producciones afrontan una serie de complejos desafíos, entre ellos, priorizar producir más y mejores alimentos y aumentar la eficiencia en el uso y manejo del agua utilizada (Hoekstra & Chapagain, 2007).

La Argentina es uno de los principales productores agrícolas del mundo, destacándose dentro de las producciones intensivas el cultivo de vid. En ella, la provincia de Córdoba ocupa la octava posición nacional de superficie plantada de vid, con 278 ha, 132 viñedos con 2 ha en promedio de superficie implantada (INV,2018).

La región de Colonia Caroya (departamento Colón), es conocida por la producción agrícola-ganadera y principalmente por la elaboración de chacinados y vino, aportando el 52,3% de la producción vitivinícola provincial. Actualmente las variedades de uvas más cultivadas en esta región son Pinot Noir (39,6 ha), Frambua (38,6 ha), Merlot (19,4 ha), Malbec (12,9 ha), Ancellotta (10,4 ha), Cabernet Sauvignon (8,6 ha) y otras de menor difusión.

Aunque en la industria del vino los impactos ambientales se asocian al proceso de fabricación, los más importantes aportes se verifican en la etapa de producción de campo. Por ello, en la industria vitivinícola se ha instalado la necesidad de contar con indicadores de sostenibilidad como la huella de carbono (HC) y evaluar la eficiencia del uso del agua de riego utilizada mediante indicadores confiables. El uso de estos indicadores permite conocer los puntos críticos para reducir los impactos y posicionar de un modo altamente competitivo el producto (Civit *et al*.,2012).

En la etapa productiva de la vid, la eficiencia del uso del agua de riego depende del método de riego utilizado. En la actualidad dos son los sistemas de riego más utilizados, con sus diferentes eficiencias, superficial (melgas 30-85% y surcos 30-75%), y presurizado (aspersión 40-85% y goteo 50-95%). El uso y manejo de los mismos podría influir en el uso eficiente y racional del agua utilizada.

Varias son las metodologías utilizadas para la estimación de huella hídrica, entre ellas se destaca la metodología propuesta por Hoekstra *et al.* (2011) en el estándar global para una “Evaluación de la huella hídrica", desarrollado y mantenido por la Water Footprint Network (2020), que muestra cómo calcular las huellas hídricas para procesos individuales y productos. Además, incluye métodos para la evaluación de la sostenibilidad del agua y una gama de opciones de respuesta de la huella.

Por lo anteriormente citado, los objetivos del trabajo de investigación fueron:

Objetivo General:

Evaluar la sustentabilidad hídrica por el consumo de agua durante el ciclo productivo de la vid en Colonia Caroya.

Objetivos Específicos:

a) Valorar la sustentabilidad hídrica del cultivo de vid en C. Caroya utilizando la metodología MESMIS incorporando Indicadores de Sustentabilidad.

b) Cuantificar la Huella Hídrica verde y azul en tres variedades de vid para vinificación en Colonia Caroya, Córdoba.

b) Evaluar la Huella hídrica regional obtenida del cultivo de vid en relación con la EUA en cultivos con diferente manejo de riego en C. Caroya.

c) Evaluar la sustentabilidad de las huellas hídricas obtenidas.

d) Establecer estrategias y recomendaciones para mejorar y fortalecer la sustentabilidad hídrica de los sistemas productivos vitivinícola de Colonia Caroya como herramienta para un proceso de evaluación continua.

MATERIAL Y MÉTODOS

El trabajo de investigación se realizó en cultivos de vid (*Vitis vinífera* L.) de Colonia Caroya (-31.03333,-64.08333), Córdoba (Figura 1).

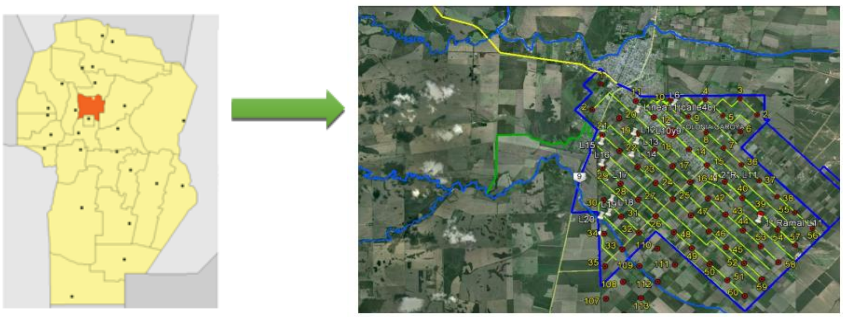


Figura 1. Ciudad y sistema de distribución del agua para uso agropecuario en C. Caroya.

Las variedades objeto de la investigación y los rendimientos medios en la región fueron Pinot Noir y Malbec (11 t/ha) e Isabella (14 t/ha), por ser las más representativas de la zona (INV, 2018). Para el cálculo del consumo de agua del cultivo se consideró el periodo del ciclo de vida de prebrotación a poscosecha (agosto 2018 a marzo 2019). Se realizó una evaluación previa con metodología sistémica de los manejos del agua de riego que impactan sobre la sustentabilidad hídrica, utilizando el Marco de Evaluación MESMIS. Para evaluar el atributo Eficiencia hídrica se consideraron los siguientes criterios: Atributo: eficiencia hídrica, Punto Crítico: eficiencia del uso del agua de riego, criterio de Diagnóstico: aplicación de la lámina de riego y como Indicador: método de riego utilizado. Para la valoración del tipo de riego en los cultivos seleccionados se consideraron la adopción de riego por gravedad y bajo presión (Tabla 1).

Tabla 1. Valoración del indicador tipo de método de riego en cultivos de vid en C. Caroya, Córdoba.

Eficiencia Hídrica	
Método de Riego	***Valor ponderado***
Riego por goteo	5
Riego Mixto (goteo y gravedad)	4
Riego por surco	3

Riego por manto sectorizado	2
Riego por manto general	1

Con los datos obtenidos se confeccionaron tablas y representaciones gráficas (AMEBA) para la visualización y la interpretación de los resultados.

Para evaluar la eficiencia en el uso del agua de riego, considerando el sistema actual de distribución de agua para uso agropecuario en la región agrourbana (Angulo, 2013), (Figura 1), se consideraron dos manejos de riego diferentes: riego por gravedad (manto) y presurizado (goteo), con valores de EUA de 60% y 95%, respectivamente.

La información base se obtuvo mediante encuestas a grupos de cinco productores vitivinícolas seleccionados por variedad cultivada y sistema de riego empleado. Se colectó información actual e histórica de la Bodega La Caroyense, de técnicos y funcionarios de la Municipalidad de Colonia Caroya y de publicaciones técnicas y científicas especializadas.

Los datos climáticos correspondientes al periodo agosto 2018-julio 2019 (Figura 2) fueron obtenidos de registros históricos del INTA Jesús María (Candela, 2019) y de la estación meteorológica del Aeropuerto de Córdoba provista por Climwat, software de clima mundial asociado al Modelo Cropwat (FAO, 2020).

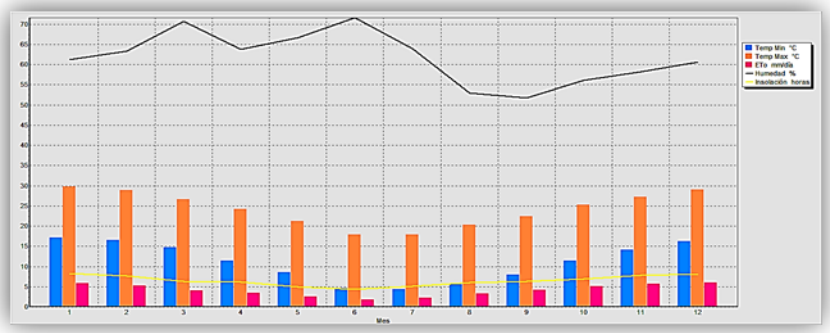


Figura 2. Condiciones meteorológicas en el periodo agosto 2018-julio 2019 en C. Caroya, Córdoba.

La caracterización del suelo de la región se realizó considerando la Serie de suelo Vicente Agüero. El suelo se caracteriza por ser moderadamente bien drenado, desarrollado a partir de sedimentos de textura franco-arcilloso-arenoso a franco-limosa en los planos o llanuras de deposición fluvial.

Los valores de las Huellas Hídricas azul, verde, gris y total se obtuvieron mediante el cálculo de las necesidades hídricas del cultivo utilizando el modelo CROPWAT 8.0 y siguiendo las metodologías propuestas por Hoekstra *et al*. (2011) en el Water Footprint Assessment (WFA) Manual y por Civit *et al.* (2012).

El modelo considera como valores de entrada tipo de suelo, incluyendo la humedad disponible (diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente), la tasa máxima de infiltración de la precipitación de 24 horas, profundidad radicular máxima, agotamiento inicial de humedad (siembra del cultivo) y humedad inicialmente disponible al inicio de la temporada del cultivo. Además, considera datos de precipitación media, temperatura mínima y máxima, humedad, viento e insolación, de la zona. La precipitación efectiva es calculada por el método FAO/AGLW y ajustada mediante el software CROPWAT 8.0. Los datos del cultivo incluyen producción media de cada variedad, fechas

de siembra y cosecha, los coeficientes de cultivo (Kc): la capacidad de la planta para extraer agua del suelo desde que se siembra hasta su cosecha (kc inicial, kc, medio y kc final), etapas de crecimiento del cultivo, número de días de las mismas, la profundidad de las raíces de cada planta, la fracción de agotamiento crítico, el factor de rendimiento y la altura que alcanza el cultivo. Los valores de Kc para los distintos estadios de la vid se obtuvieron de bibliografía especializada.

Estos datos permiten conocer el valor de evapotranspiración del cultivo para cada mes y la radiación, datos que podrán ser comparados y analizados. La evapotranspiración de referencia es calculada por el programa siguiendo el método de ET_0 Penman–Monteith.

El cálculo de la HHv, se realizó mediante el cociente entre el agua utilizada por el cultivo proveniente de precipitación efectiva y el rendimiento del cultivo, Mekonnen and Hoekstra (2011).

$$HHv = \frac{Pef}{Y} \left[\frac{m^3}{t}\right]$$

Siendo Pef la precipitación efectiva expresada en metros e Y el rendimiento del cultivo expresado en t/m2.

Para el cálculo de la HHa se consideró el cociente entre el agua aprovechada por el cultivo proveniente de riego [CW riego (m)] y el rendimiento del cultivo (t/m2), Mekonnen and Hoekstra (2011).

$$HHa = \frac{CWriego}{Y} \left[\frac{m}{\frac{t}{m^2}}\right]$$

Donde CW riego, es la cantidad de agua que debe ser suministrada a la planta para compensar las pérdidas provocadas por la evapotranspiración del agua de riego.

Para este análisis no se consideró evaluar la probable contaminación difusa nitrogenada debido al escaso uso de fertilizantes de suelo y foliares en la región.

Los valores de HH y de EUA obtenidos a nivel parcelario con diferentes manejos del agua de riego se correlacionaron entre sí y con valores a nivel nacional e internacional.

La evaluación de la sustentabilidad o presión ambiental de los indicadores obtenidos se realizó en relación a la oferta hídrica anual a nivel de parcela. Se consideró la oferta hídrica de 5 riegos, 12 h/día de agua y 128 m3/h. Para evaluar la capacidad de la oferta para compensar la HHt. solo se tuvo en cuenta como aporte único el agua azul de riego y considerando el promedio de las bajas precipitaciones de los años 2018 y 2019 (677.1 mm) en relación al promedio histórico 1915-2017, de 792.2 mm (Candela, 2019).

Para calcular el grado de presión o sustentabilidad del indicador HHt obtenido se utilizó la siguiente ecuación:

IPHHt (%)= C HHt /O Aa

Donde IPHHt = Índice de presión de la HHt (%)
C HHt: consumo de la HHt (m3)
O Aa: oferta de agua azul. (m3)

También se calculó el grado de presión que el consumo de agua del cultivo ejerce sobre la oferta de agua de la fuente de riego, teniendo en cuenta la HHa obtenida.

IPHHa (%)= C HHt /O Aa

Donde IPHHa = Índice de presión de la HHa (%)
C HHt: consumo de la HHa (m3)
O Aa: oferta de agua azul. (m3)

El indicador de presión de la HHt en relación al consumo humano (beber, cocinar, higiene personal, limpieza del hogar) se consideró el número de personas que podrían abastecerse con la cantidad de agua que es empleada en el cultivo de vid durante el periodo productivo. La cantidad adecuada mínima sugerida por la Organización Mundial de la Salud (OMS) es de 50 l/hab-día para satisfacer sus necesidades básicas y 100 litros para atender todas las necesidades de manera óptima (Huasquito Caceres *et al*., 2019).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron que el indicador eficiencia hídrica en cultivos de vid alcanzó un valor promedio de **2,7**. Este valor, alejado del valor óptimo, evidencia baja eficiencia y sustentabilidad del uso y manejo del agua de riego (Figura 3).

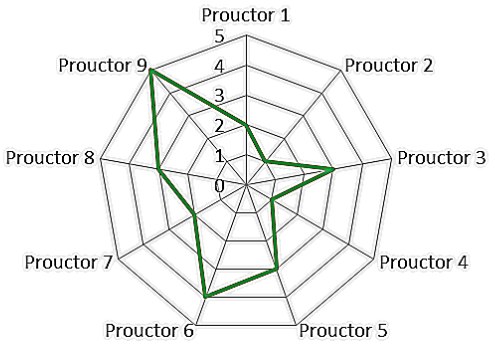


Figura 3. Evaluacion ambiental Eficiencia Hidrica mediante indicador Tipo de Riego en cultivos de vid en C.Caroya.

La modelación del programa permitió conocer la variación de la ET_0 durante el ciclo productivo de la vid, mostrando los meses de noviembre, diciembre y enero como los de mayor ET_0 (5.52, 5.80 y 5.72 mm/día, respectivamente) y junio como el de menor demanda o ET_0 (1.76 mm/día).

El modelo Cropwat mostro una precipitación efectiva de 387 mm, aprovechando el 51% de la precipitación real total, la diferencia se corresponde percolación profunda y con las perdidas por escorrentía superficial observadas a nivel de campo.

Considerando la huella hídrica total, los aportes observados de HHv fueron del 56% y el 44% al volumen de agua captada de fuentes superficiales o subterráneas para cubrir la demanda de agua no satisfecha a causa de un déficit en la disponibilidad de agua procedente de la lluvia (HHa) (Figura 4). Los resultados evidenciaron que el agua utilizada por el cultivo proveniente de precipitación efectiva (HHv) es significativo. Esto es debido al alto aporte de las precipitaciones total y efectiva (765 mm/año y 387 mm/año, respectivamente) en la región (Figura 2). Estos resultados no son coincidentes con los reportados por Civit *et al* (2012) y Morabito (2012) en Junín y Norte de Mendoza donde las precipitaciones varían entre los 100 y 300 mm anuales, reportando valores de HHv y HHa de 14% y 86% y de 10% y 90%, respectivamente.

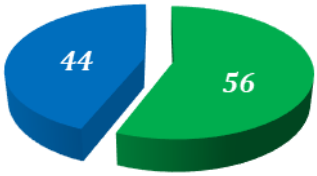


Figura 2. Contribución (%) de la HHv y HHa en la HH total en cultivos de vid de C. Caroya.

Considerando la sumatoria de la HHv y HHa, en Pinot Noir y Malbec fue de 627 m^3/t y para la variedad Isabella de 493 m^3/t, con valores de HHv para Pinot y Malbec de 351 m^3/t y 276 m^3/t para Isabella (Tabla 2, Tabla 3, Anexo B) mientras que la HHa fue de 276 m^3/t y 217 m^3/t, respectivamente (Tabla 4, Tabla 5). Estos resultados obtenidos para estas variedades son menores a la media mundial de 745 m^3/t (607 y 138, respectivamente) reportado por Mekonnen and Hoekstra (2011) en uva para vinificar y espumantes.

Tabla 1. Cálculo de la Huella Hídrica Verde para Pinot Noir y Malbec.

Precipitación Efectiva (m)	Rendimiento Var. Pinot Noir y Malbec (t/m^2)	HHv (m^3/t)	Vol. Total de Agua Consumido (m^3/año)
0, 387	0,0011	**351**	3870

Tabla 2. Cálculo de la Huella Hídrica Verde para Isabella

Precipitación Efectiva (mm)	Rendimiento Var. Isabella (t/m^2)	HHv (m^3/t)	Vol. Total de Agua Consumido(m^3/añ)
0, 387	0,0014	**276**	3864

Tabla 3. Cálculo de la Huella Hídrica Azul Var. Pinot Noir y Malbec.

Requerimiento de Riego (m)	Rendimiento Var. Pinot Noir y Malbec (t/m^2)	HHa (m^3/t)	Vol. Total de Agua Consumido (m^3/año)
0,304	0,0011	**276**	3036

Tabla 4. Cálculo de la Huella Hídrica Azul Var. Isabella

Requerimiento de Riego (m)	Rendimiento Var. Isabella (t/m^2)	HHAzul (m^3/t)	Vol. Total de Agua consumido (m^3/año)
0.304	0,0014	**217**	3038

Para alcanzar la eficiencia máxima de uso del agua, los riegos por manto precisaron un aporte extra de 184 m^3/t para las variedades Pinot Noir y Malbec y 144 m^3/t para la variedad Isabella y con riego por goteo presentaron un aporte extra de solo 14 m^3/t (Pinot Noir y Malbec) y 11 m^3/t (Isabella). Estos valores muestran que el riego por goteo precisa solo el 7,6 % del total del agua extra que emplea el riego superficial (considerando riego promedio y rendimiento de 164 m^3/t y 12,5 m^3/t, respectivamente), para alcanzar la máxima eficiencia en el uso del agua azul (Figura 5).

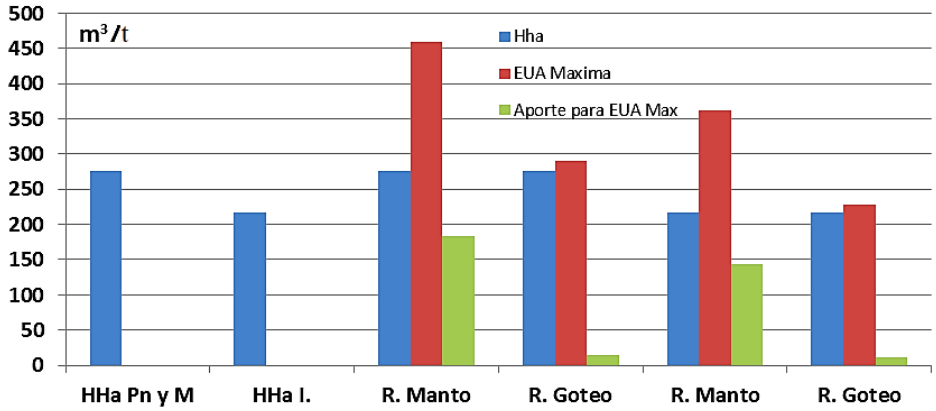


Figura 5. EUA de riego por manto y por goteo y m^3/t para alcanzar el valor máximo en cultivos de vid de C. Caroya, Córdoba.

Los resultados alcanzados evidenciaron que, en el contexto de variabilidad climática observada en los últimos años, y que, aunque en el análisis se observó que no existe un déficit en el requerimiento de agua debido al riego complementario, el uso predominante de sistemas de riegos tradicionales con baja eficiencia en el uso del agua torna preocupante la sustentabilidad del agua azul disponible.

Los resultados obtenidos son coincidentes con valores obtenidos en Mendoza, donde reportan alta eficiencia en el uso de riego por goteo y menor huella hídrica. Los resultados obtenidos también son coincidentes con lo reportado por Bracamonte *et al. (*2017) mediante una evaluación integral y sistémica de los sistemas productivos de la región utilizando el marco de evaluación MESMIS, donde concluyeron que el uso y manejo del recurso agua de riego en forma de manto en cultivos de vid en C. Caroya es ineficiente y alejado de un valor óptimo de sustentabilidad. Estos autores mostraron valores de riesgo por erosión contrapuestos, de acuerdo al método de riego y pendiente del cultivo, revelando valores 2 (manto) a 4 (goteo) sobre un valor optimo máximo de 5.

El grado de presión de los indicadores HHt obtenidos, considerando la oferta hídrica final a nivel entrada al campo de 128 m^3 y a nivel de parcela de 109 m^3/h (15% perdida promedio por acequias internas no conservadas) mostró un Índice de presión o sustentabilidad de 0.46. Este valor corresponde a la fracción de la oferta total a nivel de lote que los componentes HHt y HHa utilizan para la satisfacción de los requerimientos hídricos (Tabla 6).

Tabla 6. Fracción de la oferta hídrica a nivel de lote de los componentes HHt y HHa.

Indicador	HH (m^3/t)	Vol. (m^3) Oferta Agua azul	Total (%) [Año Seco]
Presión por consumos de HHt	6904	6540	**1.055**
Presión por consumos de la HHa	3037	6540	0.46

Estos resultados muestran que, en un año hipotético sin precipitaciones, la oferta de agua de riego suministrada no cubre las necesidades totales de consumo del cultivo de la vid.

La relación de la oferta total y la demanda de agua azul mostró un índice de presión de 0.46, evidenciando que el consumo del agua por riego (HHa) del cultivo representa el 46% de la oferta de agua suministrada, considerando las perdidas internas por canales en mal estado.

El Indicador de presión de HHt por consumos humanos mostró que el número de personas que podrían abastecerse con la cantidad de agua promedio de las tres variedades evaluadas (6904 m^3/año) durante su proceso de producción considerando consumos personales de 0.05 y 0.1 m3/persona/día (50 y 100 l/persona/día) es de 378 y 189 personas por año productivo.

Las perdidas superficiales y subterráneas promedio de las tres variedades del agua azul aplicada por manto (164 m^3/t) y considerando un rendimiento promedio de 12.5 t/ha, podrían abastecer el consumo de 112 y 56 personas/año. La alta eficiencia en el uso del agua del sistema por goteo (95%) permite que el 5% de ineficiencia abastecer 8 y 4 personas para consumos de 0.05 y 0.1 m^3/año.

Los resultados obtenidos permiten establecer estrategias para mejorar y fortalecer la sustentabilidad hídrica del sistema productivo vitivinícola de Colonia Caroya. Entre ellos poder adoptar medidas de manejo integrado del cultivo de vid, fortalecer las buenas prácticas de manejo del cultivo para un rápido y vigoroso crecimiento y desarrollo, mayor investigación y transferencia sobre uso eficiente del agua y ecofisiología del cultivo, eficientizar los tratamientos de plaguicidas y fertilizantes, adopción de técnicas avanzadas de recolección de las precipitaciones y en los sistemas de riego, implementación de técnicas de conservación y sistematización de suelos y agua, entre ellas, fomentar la adopción de tecnologías de riegos más eficientes, como la aspersión y localizadas en función de las necesidades del sistema suelo-cultivo.

CONCLUSIONES

1. Con un enfoque sistémico, los cultivos de vid con sistemas riegos por manto son ineficientes en el uso del agua de riego y alejado de un valor óptimo de eficiencia, mientras que el riego localizado alcanza valores cercanos al óptimo.
2. La huella hídrica azul más verde en los cultivos de vid en Colonia Caroya es baja en relación a valores nacionales e internacionales.
2. El aporte del agua proveniente de precipitación efectiva (HHv) es significativamente mayor en relación a producciones de Mendoza y valores medios internacionales.
3. El valor de la huella hídrica depende de las variedades y de su rendimiento.
4. El riego por goteo con 95% de EUA precisa solo el 7,6 % del total del agua extra que emplea el riego superficial con 60% de EUA para alcanzar la máxima eficiencia en el uso del agua azul.
5. La HHt baja en C. Colonia es insustentable debido al uso predominante de sistemas de riegos tradicionales con baja eficiencia en el uso del agua.
6. En año sin precipitaciones la oferta de agua suministrada no cubre las necesidades totales de consumo del cultivo de la vid en optimas condiciones productivas.
7. El consumo efectivo de agua de la vid representa el 46% de la oferta anual de agua suministrada.
8. El consumo de agua como HH verde más azul del cultivo de vid posibilitan el consumo de 378 personas para necesidades personales mínimas.
9. Las pérdidas de agua azul del riego por manto y goteo posibilitan el consumo de hasta 112 y 8 personas para necesidades personales mínimas. respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Allan, J.A., 1993. *Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible.* En: ODA, Priorities for water resources allocation and management, ODA, London. p. 13-26.

Angulo, A., 2013*. Factores socio-ambientales que inciden en la sustentabilidad del recurso hídrico de Colonia Caroya*. Tesis en Licenciatura en Enseñanza de Ciencias del Ambiente. Facultad Regional San Francisco, UTN. 80pp.

Bracamonte, E., Angulo, E., Zaya, R., Franceschini, L., Matoff, E., Zarate, C., Muñoz, C., Giusiano, M., Croce, A., 2017. *Evaluación ambiental sistémica del cultivo de vid (Vitis vinífera L.) en el periurbano de Colonia Caroya, Córdoba, mediante el método MESMIS*.1º Encuentro Nacional sobre periurbanos e interfases críticas,. Córdoba, septiembre 2017.

Candela, R., 2019. *Datos diarios del tiempo en Jesús María Año 2018*. AER Inta Jesús Maria.Clima.https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_aer_jesus_maria_datos climaticos_diarios_del_ano 2018.pdf

Civit, B., Arena P. & Piastrellini, R., 2012. *Indicadores de sostenibilidad. Huella de carbono y huella hídrica de un viñedo considerando distintos sistemas de riego en Mendoza, Argentina*. *Enoviticultura.* Edit. Técnica Quatrebcn, Barcelona. ISSN 2013-6099.*14*, 2–9,

FAO., 2020. CROPWAT: *a computer program for irrigation planning and management. Irrigation and Drainage.*http://www.fao.org/land-water/databases-and software/cropwat/es/

Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K., 2007. *The water footprints of Morocco and the Netherlands: Global water use as a result of domestic consumption of agricultural commodities*. *Ecological Economics*, *64*(1), 143–151. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.023.

Hoekstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M. Y., Mekonnen, M.,2011. *The Water Footprint Assessment Manual*. Setting the Global Standard. Earthscan Ed., London Washington, DC.228pp. http://www.waterfootprint.org/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual.pdf

Huaquisto Cáceres, S., Chambilla Flores, I.G., 2019. *Análisis del consumo de agua potable en el centro poblado de salcedo, puno*. *Investigación & Desarrollo*, *19* (1), 133-144.http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2518-43120190001000 10&lng=pt&tlng=es

INV (Instituto Nacional de Vitivinicultura), 2018. *Informe anual de mercado interno de vinos*. https://www.argentina.gob.ar/instituto-nacional-vitivinicultura

ISO(*International Organization for Standardization),* 2020.Normas ISO.https://www.normas-iso.com/

Mekonnen, M. M. and Hoekstra, A. Y., 2011.The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15 (5),1577–1600, https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011..

Morabito, J., 2012. La Huella Hidrica una aproximación a su conocimiento en vid. Comparación con la eficiencia de uso del agua según distintos métodos de riego en Mendoza. SRIIRU. Foro de Economía Verde y Agua. Mendoza, Argentina. http://www.uncuyo.edu.ar/relacionesinternacionales/upload/02-fce-uncuyo2012-morabito.pdf

WFN, Water Foodprint Network. 2020. *Manual para la evaluación de la huella hídrica*. https://waterfootprint.org/en/about-us/

Comunicaciones

- ESTUDIO PRELIMINAR DEL COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UNA CUENCA SUPERFICIAL DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3.
- ANÁLISIS PRELIMINAR DE AJUSTE DE MODELO HÍDRICO EN UN CAUCE DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3.
- DESARROLLO DE UN TEST DE LECTURA A SIMPLE VISTA PARA EL CONTROL DE SOLUCIONES DESINFECTANTES DE HIPOCLORITO DE SODIO.
- TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL URBANA MEDIANTE HUMEDALES BIOELECTROQUÍMICOS CON GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD.
- EFECTO DE UN POLÍMERO ABSORBENTE, COMO ENMIENDA DEL SUELO, SOBRE EL MANEJO DEL RIEGO EN PLANTACIONES JÓVENES DE NOGAL (*JUGLANS REGIA*).
- EL DERECHO DEL USO DEL AGUA: ANÁLISIS LEGISLATIVO E INSTITUCIONAL EN LA PROVINCIA DE SAN JUAN (PICTO-UCCUYO 2019-2021).

ESTUDIO PRELIMINAR DEL COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UNA CUENCA SUPERFICIAL DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3

Casado, A. [1,2], Iguacel, N. A.[3] y López, N. C.[4,5]

[1] Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. 12 de Octubre 1198 - 4º piso. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
[2] GEOLAB UMR 6042, Université Clermont Auvergne, CNRS.
[3] Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
[4] Área I-Hidráulica. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
[5] Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca, 8000, Argentina.
e-mail: nclopez@uns.edu.ar

Resumen

El arroyo Napostá Grande, ubicado en el SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina, recorre 72 km y abarca un área de 710 km^2 en sus cuencas superior y media. El uso del suelo se divide entre ganadería y agricultura tolerante al escaso desarrollo en profundidad de los suelos sobre manto de tosca. La marcada erosión eólica e hídrica existente es controlada mediante forestación en las inmediaciones de los cascos de estancias y el cultivo en terrazas. El objetivo de este trabajo consiste en evaluar, en forma preliminar, el comportamiento hidrológico del arroyo Napostá Grande traducido en desbordes hacia la llanura de inundación en los cierres de la cuenca superior y media. Para ello se desarrolló un modelo hidrodinámico 2D en el programa HEC-RAS 5.0.3 basado en el modelo digital de elevación SRTM30 (USGS). Se establecieron condiciones de borde geométricas e hídricas aguas arriba y aguas abajo en progresivas 80 y 35 km, respectivamente, medidas a partir de la desembocadura. Se simularon dos eventos de crecida registrados en la cuenca, a partir de hidrogramas, con caudal máximo de 65,6 m^3/s aguas arriba (estado 1) y 515 m^3/s aguas abajo (estado 2). La simulación en condición de flujo no uniforme y régimen mixto, de los estados 1 y 2 de escurrimiento permitió observar el avance de la lámina de agua sobre la llanura de inundación en espacio y tiempo, pudiendo identificarse las superficies factibles de ser afectadas frente a eventos de similar magnitud a los analizados. Además, estas superficies coincidirían con los espejos de posibles embalses a construir en los sitios de cierre ambas subcuencas. Los resultados obtenidos permiten identificar las áreas de mayor riesgo hídrico, base de la propuesta de prácticas tendientes a mitigar los efectos de las crecidas sobre las actividades socio-económicas de esta cuenca de relevancia agropecuaria.

Palabras clave: modelación hidrodinámica 2D, crecidas, riesgo hídrico, arroyo Napostá Grande.

ANÁLISIS PRELIMINAR DE AJUSTE DE MODELO HÍDRICO EN UN CAUCE DEL SO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (ARGENTINA) MEDIANTE HEC-RAS 5.0.3

López, N. C.[1,2] y Aguinaga Martínez, M.[3]

[1] Área I-Hidráulica. Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
[2] Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca, 8000, Argentina.
[3] Departamento de Ingeniería. Universidad Nacional del Sur. Alem 1253. 8000. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
e-mail: nclopez@uns.edu.ar

Resumen

El arroyo Napostá Grande se ubica en el SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina, y recorre 107 km en dirección N-S desde su naciente en las Sierras de Ventania hasta su desembocadura en el Estuario de Bahía Blanca. El cauce atraviesa en su tramo inferior a la planta urbana de la ciudad de Bahía Blanca y representa una fuente de abastecimiento para la población de Bahía Banca y zona de influencia. El conocimiento de su funcionamiento hídrico permitiría desarrollar modelos que anticipen los tirantes alcanzados durante eventos de crecidas extraordinarias, así como también la llanura de inundación esperada para tormentas de distinta recurrencia. Este trabajo tiene como objetivo establecer, preliminarmente, el ajuste del modelo de cauce del arroyo Napostá Grande a través de la evaluación de las curvas Q-h teóricas y las obtenidas mediante la aplicación de datos de geometría y caudales obtenidos en campo al programa HEC-RAS 5.0.3. Se relevaron durante 2019 siete secciones transversales de cauce en las progresivas 14.75, 34.98, 35.00, 45.60, 50.36, 64.83 y 72.39 km, medidas a partir de la desembocadura. Se cargaron las secciones como geometría en HEC-RAS 5.0.3 aplicando la pendiente longitudinal del cauce en cada tramo y las cotas IGN de cada punto. Se aplicó la fórmula de Manning a cada sección con n=0.03, obteniendo la curva Q-h teórica para cada una de ellas. Se calibró el modelo para la geometría relevada corriendo el programa para distintos caudales aforados en el cauce durante 2019, obteniendo la curva Q-h utilizada por el programa para la simulación del comportamiento del cauce en condiciones de campo. La comparación entre el modelo teórico y el ajustado con parámetros de control permitió determinar la validez del coeficiente de Manning para cada sección, redefiniéndolos en cada sección a fin de lograr una mayor bondad de ajuste.

Palabras clave: modelo hídrico, calibración, arroyo Napostá Grande, cauce superficial.

DESARROLLO DE UN TEST DE LECTURA A SIMPLE VISTA PARA EL CONTROL DE SOLUCIONES DESINFECTANTES DE HIPOCLORITO DE SODIO.

Vidal E; Lorenzetti A, Domini C.

INQUISUR, Departamento de Química, Universidad Nacional del Sur (UNS)-CONICET,
Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina.
e mail: ezquielvidal.estudio@gmail.com

Resumen

El proceso de preparación de soluciones desinfectantes tanto hogareñas como profesionales es crucial para poder asegurar la efectividad de la sanitización. Para simplificar el proceso de control de calidad de dichas soluciones, se desarrolló un dispositivo, que a simple vista ,permite controlar si una preparación de hipoclorito de sodio (lavandina) se encuentra en la concentración adecuada según las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS). Para ello se utilizo un dispositivo microfluídico basado en papel junto con un estuche plástico impreso en tres dimensiones.

Abstract

The process of preparing both domestic and professional disinfectant solutions is crucial to ensuring the effectiveness of sanitation. In order to simplify the quality control process for these solutions, a simple device was developed that allows naked eye reading whether a sodium hypochlorite (bleach) preparation is in the appropriate concentration according to the recommendations of the World Health Organization (WHO). This is done by using a paper-based microfluidic device in conjunction with a three-dimensional printed plastic case.

INTRODUCCIÓN.

Problemática.

Reportes internacionales han señalado que el agua potable y un adecuado saneamiento de las superficies son esenciales para evitar el contagio y la propagación del SARS-CoV-2, agente etiológico del COVID-19 [1]. En este aspecto, el hipoclorito de sodio juega un papel fundamental tanto en la potabilización del agua de consumo como en la desinfección de superficies. Sin embargo, para que estas soluciones sean efectivas, deben poseer concentraciones adecuadas de cloro activo, las cuales son difíciles de determinar al momento de la preparación hogareña [2].

Objetivos

Desarrollar un dispositivo basado en papel dentro de un contenedor plástico reutilizable para controlar de forma eficiente y sencilla la concentración de las soluciones desinfectantes preparadas a base de hipoclorito de sodio.

Materiales y métodos

El kit de comprobación está compuesto por un dispositivo basado en papel de un solo uso (en donde se realizarán los test propiamente dichos) y un dispositivo contenedor realizado mediante una impresora en 3 dimensiones. Estos dos componentes se colocan uno dentro del otro formando un sistema similar a los utilizados en las pruebas rápidas serológicas.

Para la realización de los controles de las soluciones de lavandina, una pequeña porción de solución se pone en contacto con el dispositivo plástico, el líquido entra en contacto con el papel por el fenómeno de capilaridad y el cloro activo presente en el líquido reacciona con un colorante (violeta cristal) depositado sobre el papel [3]. Mediante una simple y rápida apreciación de la decoloración del mencionado colorante, el usuario puede conocer el

estado en el que se encuentra la solución desinfectante, es decir, si se adecua a las recomendaciones de la OMS.

Resultados

El dispositivo permite obtener resultados confiables en menos de 60 segundos mediante la decoloración de las zonas de reacción que se encuentran en el papel (Figura 1-2). La muestra ingresa por uno de los extremos no impermeabilizados del papel y se desplaza a través de un canal microfluídico llegando sucesivamente a las zonas de reacción en las que se encuentra el colorante. Al llegar la muestra, el hipoclorito contenido en ella reacciona decolorando el violeta cristal. La lectura se realiza comparando la cantidad de zonas de reacción decoloradas (blancas) con la escala impresa en el dispositivo plástico (Figura 1-1).

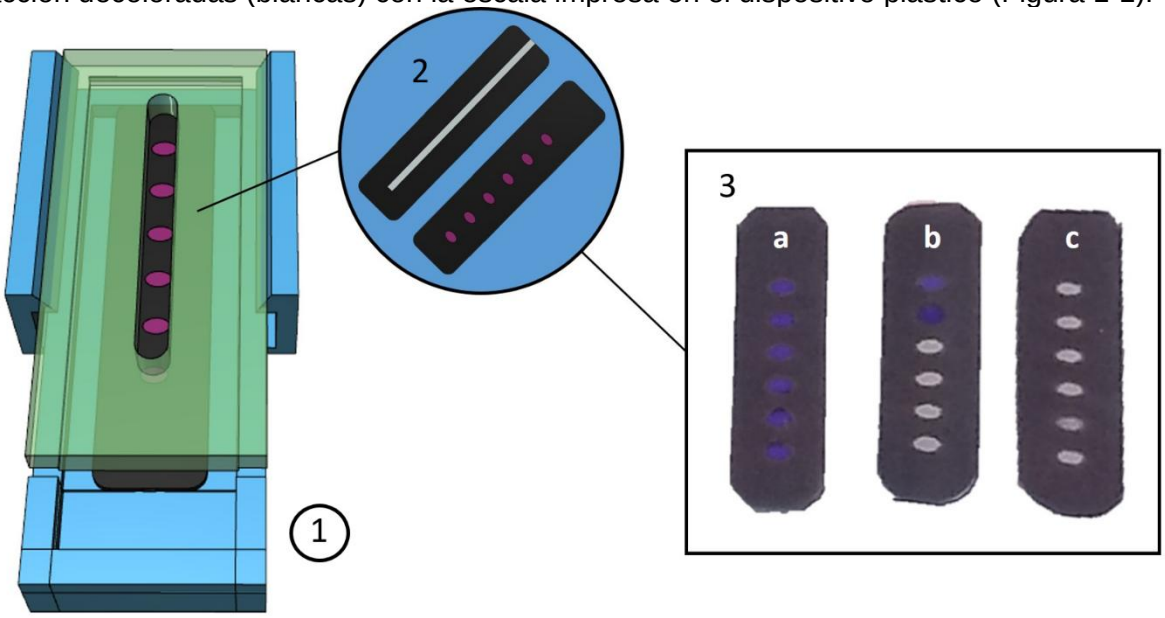


Figura 1. Detalle del dispositivo propuesto. 1) Contenedor plástico con el sensor de papel insertado. 2) Detalle de ambos lados del dispositivo microfluídico. 3) Imágenes reales de resultados: a) Concentración insuficiente de hipoclorito. b) Concentración adecuada. c) Exceso de hipoclorito de sodio.

Discusión y/o conclusiones

Se desarrolló un kit semicuantitativo basado en papel que permite determinar de manera rápida, sencilla y confiable la concentración efectiva de soluciones de hipoclorito de sodio (lavandina) de uso diario para superficies con distinto grado de carga viral [2].

De esta manera, se brinda una herramienta útil y eficiente para corroborar la preparación de soluciones desinfectantes y así asegurar el correcto saneamiento de superficies a fin de evitar la propagación y contagio del SARS-CoV-2.

Bibliografía

[1] **S. Vardoulakis, M. Sheel, A. Lal, and D. Gray,** "COVID-19 environmental transmission and preventive public health measures," *Aust. N. Z. J. Public Health*, pp. 10–12, 2020.

[2] **WHO,** "Cleaning and Disinfection of Environmental Surfaces in the context of COVID-19: Interim guidance," no. May, p. 7, 2020.

[3] **V. K. Sharma,** "Oxidative transformations of environmental pharmaceuticals by Cl2, ClO2, O3, and Fe(VI): Kinetics assessment," *Chemosphere*, vol. 73, no. 9, pp. 1379–1386, 2008.

TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL URBANA MEDIANTE HUMEDALES BIOELECTROQUÍMICOS CON GENERACIÓN DE ELECTRICIDAD.

Zerbatto, MG; Pizarro, AV; Modini, LB[1]

Cátedra de Tratamiento de Efluentes. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Litoral.
Edificio FBCB – Ciudad Universitaria UNL
Ruta Nacional Nº 168, km 472
CPA S3000ZAA. Santa Fe. Argentina
Tel: +54 (0342) 4575206/09/215 int. 132

[1]lmodini@fbcb.unl.edu.ar

Resumen

Este estudio investiga la eficiencia de humedales en el tratamiento de agua residual urbana incorporando materiales conductores en el lecho filtrante para mejorar la remoción de contaminantes y producir simultáneamente electricidad. Se construyeron 3 humedales a escala piloto de flujo subsuperficial vertical con diferente configuración: 1-Humedal combinado con una Celda de Combustible Microbiológico (HC-CCM), sin membrana separadora, con electrodos de coque granular envueltos en malla de acero conectados entre sí mediante cables de acero a una resistencia externa de 1000 ohm, 2-Humedal íntegramente construido con lecho de coque (HCC) y 3-Humedal con lecho de arena (HCA) (control). En cada humedal se plantaron ejemplares de *Schoenoplectus californicus*. Se utilizó efluente real crudo de la planta depuradora de líquidos cloacales de la ciudad de Santo Tomé (Santa Fe, Argentina), sedimentado durante 2 h. Los sistemas fueron alimentados diariamente durante 2 meses, con un único pulso, y se dejaban drenar libremente hasta que el nivel del líquido descendía 15 cm por debajo de la superficie, sin vaciarlos previamente. El tiempo de residencia hidráulica (TRH) fue 24 h y la frecuencia de muestreo semanal. La DQO del cloacal de entrada varió entre 229 y 357 mg/L con amonio:73-88 mg/L, nitrito:<0,03 mg/L, nitrato:1,33-2,01 mg/L, fosforo reactivo total (FRT):5,58-6.32 mg/l y soluble (FRS):4,99-5,73 mg/L. En general, HC-CCM y HCA, tuvieron mejores rendimientos de eliminación de compuestos orgánicos y nutrientes que HCC, pero el último, recibió cargas contaminantes superiores debido a la mayor porosidad del coque respecto a la arena. La remoción promedio de DQO fue >72% para HC-CCM y HCA y la de amonio >42%. La nitrificación representó <10% del amonio removido. HC-CCM eliminó 20% y 33% promedio de FRT y FRS respectivamente y fue capaz de generar electricidad en forma continua, con picos de 535 mV, que lo convierte en una opción potencial de tratamiento.

Palabras clave: Humedal; Biolectroquímica; Energía; Cloacal; Coque

EFECTO DE UN POLÍMERO ABSORBENTE, COMO ENMIENDA DEL SUELO, SOBRE EL MANEJO DEL RIEGO EN PLANTACIONES JÓVENES DE NOGAL (*Juglans regia*).

F.M. Saavedra Albrieu[1], J.J. Meleh[2], A.A. Meleh[3] y L.N. Podestá[4]

[1,2,3] Escuela de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Chilecito, La Rioja, Argentina.
[4] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina
Campus Ruta Los Peregrinos S/N – Tel. +54 03825 426291 –
ingeniero.fsaavedra@gmail.com

Resumen:

En las regiones áridas y semiáridas la competencia por el uso del agua se incrementó y es necesario implementar tecnologías que garanticen un uso racional y sustentable en agricultura. En La Rioja, la nogalicultura es una actividad agrícola importante (19% de la superficie total del país) y la escasa disponibilidad de agua es la principal amenaza del sector, afectando los rendimientos y la calidad de la nuez. Se estudió el efecto de un polímero absorbente (PAb), como enmienda del suelo, sobre la capacidad de almacenaje de agua y sus consecuencias en el manejo del riego en una plantación joven de nogal cv. Serr, con portainjerto de cv. Sunland. Los tratamientos fueron: T1 (testigo, regado cuando la humedad disponible remanente de suelo (AW), de 0-30 cm, fue 50%), T2 (suelo regado con el mismo intervalo de T3) y T3 (suelo con PAb, regado cuando AW fue 50%). Desde brotación hasta caída de hojas se monitoreó diariamente la humedad volumétrica (%HV) del suelo con sensores de capacitancia a 30 cm. Quincenalmente se midió el potencial hídrico de tallo a mediodía (Ψ_t), el crecimiento longitudinal del eje de la planta (LE) y del área de tronco a 30 cm desde el nivel del suelo (AT). En T2 y T3, el intervalo de riego fue mayor que en T1. El %HV promedio fue de 18,8^a; 14,3^b; y 13,3^c, y el Ψ_t -0,63^a; -0,74^b y -0,79^c MPa para T3, T1 y T2 respectivamente. El aumento del intervalo de riego en T3 no afectó el crecimiento longitudinal del eje ni del área de tronco con respecto a T1, en cambio en T2 LT y DT fueron 24% y 12 % menores. En plantaciones jóvenes de nogal el uso de polímeros absorbentes como enmienda permitió aumentar el intervalo entre riegos sin afectar el estado hídrico de las plantas ni su crecimiento. En zonas áridas y semiáridas puede ser una herramienta útil para sobrellevar períodos de escasez hídrica.

Palabras clave: Polímero absorbente, riego en nogales, potencial hídrico de tallo, almacenaje de agua, hidrogel.

EL DERECHO DEL USO DEL AGUA: ANÁLISIS LEGISLATIVO E INSTITUCIONAL EN LA PROVINCIA DE SAN JUAN (PICTO-UCCUYO 2019-2021)

Aciar A. Mariela; F. J. Aciar; F. Guirado; L. Jimenez; F. Robledal

Universidad Católica de Cuyo-San Juan.
Av. Ignacio de la Roza - Rivadavia San Juan
Teléfono: 2644996023
investigacion@derecho.uccuyo.edu.ar

RESUMEN

El agua dulce es un recurso vulnerable, y esencial para sostener la vida, el desarrollo y el medio ambiente, con un valor económico en todos los niveles de su uso: Tal es el caso de San Juan, donde el valor está relacionado con la propiedad y su uso requiere de políticas publicas planificadas ya que se considera un recurso escaso. El objetivo de este proyecto es el derecho del uso del agua, la gestión de los recursos hídricos y las instancias de participación, desde un análisis legislativo e institucional en esta provincia Metodológicamente se analizara en primer lugar el régimen de aguas de la provincia para posteriormente, realizar entrevistas a distintos sectores (juntas de riego, uniones vecinales, etc) para conocer y describir las percepciones de la autoridad de aplicación y de los usuarios, a fin de profundizar en las problemáticas planteadas por los diversos actores . En el primer año de investigación de este trabajo observamos que las prácticas arraigadas y las disposiciones normativas representan el núcleo duro y más permanente de las tradiciones culturales. Siguiendo a *Rut Sautu (2016)* consideramos que las leyes y las prácticas son su componente más duro, tienen un estrecho vínculo necesario con el Estado, y con aquellos que detentan el poder. Estado y poder sancionan las leyes, las que a su vez le asignan a ellos la necesaria legitimidad jurídica y social, sostenida por su origen trascendente. En la provincia de San Juan, el *Código de Aguas (1978)* la *Constitución Provincial (1986)* y las reglamentaciones vigentes, presentan discordancias entre sí y a la vez con las prácticas reinantes. Conclusión: podemos decir que consideramos la necesidad de ofrecer propuestas para que la legislación y las prácticas, coadyuven a evitar una mejor gestión del recurso, a fin de evitar su dispersión o su uso inadecuado.

Palabras clave: Uso del agua; Legislación; Prácticas.

INTRODUCCION

El estudio del acceso, uso y distribución del agua constituye una problemática a nivel mundial.
El FORO MUNDIAL DEL AGUA, en BRASILIA 2018 hizo un llamado urgente para realizar acciones decisivas sobre el agua. Específicamente para América Latina y el Caribe se fijaron las siguientes prioridades:

- Superar la dispersión y fragmentación institucional en la gestión de los recursos hídricos.
- Visión integrada y de largo plazo en el marco de las cuencas.
- Ampliar las instancias de participación.

- Mayor prioridad al sector hídrico.
- Mecanismos de financiamiento con recursos de los propios usuarios o beneficiarios, dejando los aportes públicos para sectores más pobres.
- Políticas públicas que permitan dichos aportes, así como avanzar en la capacitación y concientización de los usuarios.

Este proyecto se enmarca en esas acciones: Analizar la gestión de los recursos hídricos y las instancias de participación, distribución igualitaria, entre algunos de los temas vinculados directamente con el análisis legislativo en la provincia de San Juan.

El agua dulce es un recurso vulnerable, y esencial para sostener la vida, el desarrollo y el medio ambiente. Asimismo, es un recurso con un valor económico en todos los niveles de su uso. Un recurso cuyo valor desde la época colonial está relacionado con la propiedad. (Jiménez 2013)

Máxime en la provincia de San Juan, con escasas lluvias (Promedio por debajo de 100 mm anuales) con un clima seco y gran amplitud térmica, el clima es continental desértico, con temperaturas que pueden llegar a ser extremas tanto en invierno como en verano. San Juan tiene una superficie de 89.651 kilómetros cuadrados, que abarca desde fértiles valles hasta la aridez del desierto, y algunos de los cerros más altos de la cordillera de los Andes, por lo que tiene como fuente central de abastecimiento de agua para todos los usos, los caudales que proporcionan los ríos en los que se canalizan deshielos de la nieve acumulada en la cordillera.

El agua en una provincia con características desérticas impone la necesidad de revisar las políticas públicas, y entre ellas las legislativas.

El presente proyecto está orientado a analizar no solo el aspecto normativo en la Provincia de San Juan, sino indagar en las instancias de participación y en el aspecto institucional a fin de ofrecer propuestas para evitar la dispersión del recurso o su uso inadecuado.

El análisis legislativo será examinado buscando las rupturas[1] epistemológicas, y no desde un aspecto estático o descriptivo.

El proyecto se vinculará con el "Instituto del Agua" de la Universidad Católica de Cuyo, y la Facultad de Derecho y Ciencias Sociales de la misma institución. Es un proyecto interdisciplinario que requerirá profundizar aspectos técnicos, lo que implicará una vinculación con organismos como INTA, juntas de Riego, Dirección de Hidráulica, entre otros. Se prevé además su vinculación con la Maestría en Gestión del Negocio Minero y con la carrera de grado de abogacía de la Facultad de Derecho y Ciencias Sociales.

La temática del agua, su escasez, la INEFICIENCIA en su uso, la revisión en la forma de REPRESENTACION y las CUESTIONES AMBIENTALES Y ECONOMICAS son problemáticas comunes en el mundo, y ello exige iniciar un camino hacia el análisis de la situación en nuestra provincia en donde además es un recurso escaso.

Prima facie podemos decir que dentro de la problemática se explorará la diversidad de actores sociales: instituciones, organizaciones y agentes sociales (juntas de riego, uniones vecinales, etc.) y su legitimación y percepciones en torno al tema. Ello y las disposiciones normativas representan el núcleo duro y más permanente de las tradiciones culturales, necesarios aspectos a analizar para construir cualquier propuesta o alternativa.

En suma, en una primera etapa el estudio describirá la legislación vigente en relación con el derecho al uso del agua en la provincia. Siguiendo a RUT SAUTU (2016) consideramos que las normas jurídicas, las leyes son su componente más duro, tienen un estrecho

[1] Según G. Bachelard, discontinuidad en el proceso del conocimiento o en el desarrollo histórico de las ciencias, que obliga a concebir el conocimiento mismo no sólo como la historia del progreso científico sino también como una sucesión de cortes o «saltos» (epistemológicos), en los que la fase posterior supone una negación, crítica o superación de los errores de la fase anterior.

vínculo necesario con el Estado, y con aquellos que detentan el poder. Estado y poder sancionan las leyes, las que a su vez le asignan (al estado y poder) la necesaria legitimidad jurídica y social, sostenidas por su origen trascendente. Son por lo tanto parte constitutiva de nuestra cultura, de nuestra visión del mundo. Por ello en una segunda etapa, a través de entrevistas y encuestas se conocerá y explorará en las percepciones de las autoridades y usuarios.

El cierre del análisis procurará integrar el contexto sociohistórico en San Juan a fin de elaborar propuestas. Los resultados formarán parte de la base de datos del Instituto del Agua (UCCuyo), y además se presentarán a las autoridades de la Provincia de San Juan, a fin de aportar elementos objetivos a las Autoridades, Organismos y Entidades involucradas a fin de coadyuvar en los procesos decisorios en el ámbito de sus competencias.

En el primer año de la investigación han surgido algunas aproximaciones a la problemática:

- Discordancia entre modelo de provincia y el plasmado en la legislación (1978, 1986, 1996) con el modelo actual.

Al efectuar el análisis normativo, y contrastar con las entrevistas efectuadas surge una discordancia, en principio, con el modelo de provincia mayormente vitivinícola al momento de sanción del Código de Aguas, Creación del Departamento de Hidráulica y de la Constitución de San Juan (1942-1978-1986) con una realidad actual distinta (cultivos diversos, minería y ganadería en desarrollo). Lo que implicaría una revisión de las prioridades del uso del agua en el Código de Aguas y en nuestra Constitución.

- Gestión: Leyes y prácticas contradictorias (ley=gestión mixta; práctica=gestión centralizada)

En cuanto a la gobernanza del agua, el Departamento de Hidráulica, es la autoridad competente y quien tiene a su cargo el Gobierno, Administración y Policía de las aguas en la provincia. Cuenta con autarquía y pertenece al Ministerio de Obras Públicas, Industrias, Comercio y Minería. El artículo 5 del Código de Aguas de la Provincia de San Juan, señala que las facultades normativas, jurisdiccionales y policiales propias de la autoridad administrativa, serán ejercidas por dicho Departamento.

El gobierno del Departamento de Hidráulica lo integra el Director General, el Consejo y los organismos descentralizados (juntas departamentales y comisiones de regantes), siguiendo un modelo, en principio, de gestión mixta. El Consejo está conformado por el Director General de Hidráulica que es el Presidente del cuerpo y cinco miembros, tres de los cuales son elegidos por voto indirecto de los regantes -uno por cada zona de riego en que se divide la provincia-, y dos representantes del Poder Ejecutivo provincial. (Ley N°886 y sus modificaciones- Ley 959 (modifica el art. 27); Ley N° 3131 (modifica art. 67), Ley N° 3334 (modifica art. 80), Ley 6546 (suspensión por 60 días el inc. d del art. 43).

(Fuente: http://hidraulica.sanjuan.gov.ar/normativas/organizacion.php)

Al comenzar con las entrevistas se trasluce que en la práctica la gestión está centralizada en el Estado y la participación real de los usuarios en la administración, manejo y distribución del agua para riego es escasa.

- Por la crisis hídrica hay un camino a la centralización estatal.
  Otra de las cuestiones que comienzan a sumergir es que, en virtud de prácticas instaladas en la gestión del recurso, y la crisis hídrica han profundizado una gestión estatal centralizada cada vez más. Si bien en el llamado Acuerdo San Juan (setiembre-octubre 2020), es la secretaria de Estado de Ambiente y Desarrollo Sustentable, quien firmó entre los puntos un primer eje que es la revalorización y conservación de los recursos naturales, bajo un contexto de cambio climático, en donde el agua se la considera como una política de estado, y se insta a que junto con la participación ciudadana, se desarrolle un Plan de Gestión Integral del Recurso Hídrico de la Provincia de San Juan, las prácticas arraigadas que constituyen la cultura vigente (escasa participación de actores sociales) implicaría una etapa previa de revisión de la trama de dichas prácticas a fin de construir un gobierno menos centralizado.

CONCLUSIONES:

Dado que nos encontramos en el primer año del proyecto planteamos ejes para su discusión o debate:

- Superar la discordancia entre la legislación y las prácticas a través de una mayor participación de distintos sectores y organismos, en la gestión de los recursos hídricos.
- Necesidad de revisión del modelo que se necesita a fin de planificar cambios legislativos y de políticas públicas a largo plazos.
- Mayor prioridad al sector hídrico, coordinación de funciones entre el Departamento de Hidráulica, dependiente del Ministerio de Obras Públicas, y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, y organismos como INTA, INV entre otros.
- Propuesta de reforma legislativa, previa revisión de un esquema hídrico en la provincia, y de criterios de gestión y administración. Problematización y debate de sistema a demanda versus sistema oferta. Agua superficial y agua subterránea como recurso público. Eficiencia de uso versus derechos de uso (ligado a propiedad).

La problemática del agua, y su protección como zona de clima desértico, afectada en la actualidad por la crisis mundial del recurso y el cambio climático, atraviesa la vida de los sanjuaninos desde los primeros habitantes de San Juan, nuestros aborígenes con sus sistemas de canales, en donde el trabajo colectivo y solidario, con participación de todos los actores e instituciones del momento ha marcado nuestra historia, nos lleva a repensar los modos de participación actuales y un compromiso por revisar políticas públicas.

BIBLIOGRAFIA:

Jiménez. Luis. 2013 (UCCuyo). - "Análisis económico del agua de riego en la Provincia de San Juan". Autor:

Miranda Omar. 2015 "El riego en la provincia de San Juan, Argentina: su dinámica institucional en los últimos dos siglos". - V*ersión impresa* ISSN 1870-5472 - agric. soc. vol. 12. N.3 Texcoco jul./sep. 2015.

Miranda Omar Graffigna María Luisa, González Aubone Fernando "Agua para el desierto: entendiendo los problemas de acción colectiva entre regantes de la provincia de San Juan, Argentina".

Medina Palá Ángel Humberto "El recurso Agua en la Provincia de San Juan." Ponencia desarrolla en el Congreso de Códigos y Desafíos Jurídicos para Enfrentar la Crisis del Agua -SECITI, año 2014.

Pinto Mauricio – Estrella Jimena - Gennari Alejandro "Agua y sociedad". Compiladores . EDIT. LA JOUANE- 2017.

Pinto Mauricio-Liber Martin. "Un paso atrás: mantenimiento y regulación de las aguas privadas en el nuevo Código Civil y Comercial argentino de 2015". Revista Jurídica de Buenos Aires - 2016 - I Facultad de Derecho - Universidad de Buenos Aires Departamento de Publicaciones. Clara M. Minaverry y Javier Echaide Coordinadores "Derecho de Aguas y Derecho Ambiental". Abeledo Perrot .

Ley 4392 y modificaciones: Código de Aguas. San Juan, 1978.

Ley 886: Creación del Departamento de Hidráulica. San Juan, 1942.

Constitución Provincial de San Juan.

Investigaciones consultadas:

01/2015 - 12/2016 "Análisis de los institutos jurídicos vinculados al uso informal del agua. Universidad Del Aconcagua. Director en el Proyecto: Pinto Mauricio."

11/2013 - 11/2014 "Mecanismos formales e informales de asignación del agua y su impacto en la región andina". Secretaria De Politicas Universitarias - Ministerio De Educacion; Universidad Nacional De Cuyo (Uncu). Director en el Proyecto: Pinto Mauricio.

04/2011 - 03/2013 "El derecho humano al agua y al saneamiento. Un abordaje jurídico-político crítico de los obstáculos, contradicciones y argumentos en el plano internacional." Director: Liber Martin. Universidad Nacional De Cuyo (Uncu).

2014- Pastorino, Leonardo Fabio (coordinador) 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ediciones Cooperativas. De Códigos Y Desafíos Jurídicos Para Enfrentar La Crisis Del Agua.

Tesis

- EVOLUCIÓN FUTURA DE CURVAS IDT A PARTIR DE DATOS GENERADOS CON GCMS.
- FACTIBILIDAD DE IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES A UNA INDUSTRIA DE ALIMENTOS.
- ESCORRENTÍA URBANA – TRANSPORTE DE LA CONTAMINACIÓN.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS,
EXACTAS Y NATURALES

PRÁCTICA PROFESIONAL SUPERVISADA

INGENIERÍA CIVIL

Evolución futura de curvas IDT a partir de datos generados con GCMs

Autor: SEGURA ELLIS, Joaquín Sebastián

Tutor: MSc. Ing. Baraquet, María Magdalena

Supervisor Externo: MSc. Ing. Álvarez, Javier

Año 2020

RESUMEN

Las personas diariamente realizan una serie de actividades que contaminan el medio, desde el consumo de un bien que genera residuos a grandes industrias que emiten una cantidad elevada de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Estos últimos están ocasionando cambios apreciables en el planeta, entre lo más afectado se puede mencionar: el clima, los niveles de océanos, el hielo oceánico y los mantos de hielo polares. Cuando se analizan los cambios que la emisión de estos gases tiene en el clima, numerosos estudios comprueban que, cuanto mayor sea la emisión, mayor será la temperatura. Sin embargo, para variables como la precipitación, la relación es más compleja y las consecuencias dependen a su vez de otros factores. De aquí viene la necesidad de realizar un análisis más profundo sobre esta variable.

Para obtener estimaciones de la magnitud de una variable climática se pueden utilizar varios métodos, los más utilizados en la actualidad son los modelos matemáticos capaces de simular los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en el clima. Es así como por medio de Modelos Generales de Circulación (GCMs), es posible estimar la magnitud de las variables climáticas, ante hipótesis de escenarios de emisión de GEI definidas por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC). Si bien las simulaciones climáticas brindan resultados confiables sobre la climatología en el pasado cercano (1961 a la fecha), presentan grandes incertidumbres ante la simulación de períodos futuros, ante la simplificación de los procesos físicos o por la resolución espacial y temporal en resolver estos procesos. Para lidiar con esto, existen técnicas de corrección de sesgo y Downscaling que intentan aproximar las simulaciones de GCMs a las observaciones terrenas.

Por otro lado, en el diseño hidrológico, la variable principal es el caudal, pero los registros históricos son insuficientes para poder analizarla estadísticamente, por lo que se utiliza en su lugar registros históricos de lluvia, y luego se estima el caudal mediante modelos de transformación lluvia – caudal. Del mismo modo, con fines de diseñar medidas estructurales o no estructurales, se utilizan curvas idT, que relacionan la intensidad de la lluvia i, su duración d y su período de retorno T.

Por todo lo mencionado en los párrafos anteriores, en este trabajo se desarrollan curvas idT para periodos futuros bajo la influencia de los escenarios de emisión de GEI en la precipitación máxima anual. Las series por analizar son generadas por los GCMs y, mediante la corrección de estas en base a las series actuales, se realiza el análisis de frecuencia. Gracias a este es posible relacionar la intensidad con su frecuencia, y para obtener la relación con la duración, simplemente basta con repetir el procedimiento para diversas duraciones.

Además, el proceso para conseguir todos los resultados mostrados en el presente informe se realizó con la ayuda de herramientas computacionales de desarrollo propio mediante el lenguaje de programación Python. Esto permitió facilitar el análisis de grandes cantidades de datos gracias a las múltiples bibliotecas con funciones ya definidas. El objetivo secundario de desarrollar estas herramientas es tener la base para un futuro software de uso libre.

Por último, las curvas obtenidas de este análisis son comparadas con las curvas actuales en la estación *El Durazno*, ubicada en la cuenca alta de río Tercero y con más de 50 años de registro. De este modo se concluye que la intensidad de la lluvia es mayor aplicando los escenarios de emisión de GEI.

Palabras claves: Lluvias de diseño – Curvas idT – Duraciones mayores a la diaria – Modelos Generales de Circulación – Escenarios de emisión de Gases de Efecto Invernadero

ÍNDICE

Capítulo 1: Marco Referencial del Informe 8

1.1 Introducción 8

1.2 Diseño Hidrológico 9

1.2.1 Lluvias de diseño 9

1.3 Introducción a Modelos de Circulación Global (GCM) 10

1.3.1 Escenarios de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) 10

1.4 Antecedentes de estudios sobre lluvias máximas a partir de GCMs 11

1.5 Zona de estudio 12

1.5.1 Región Pampeana y Sierras Pampeanas 14

1.6 Objetivos 14

1.6.1 Objetivos Generales 14

1.6.2 Objetivos Específicos 14

1.7 Metodología de trabajo 15

Capítulo 2: Metodología de trabajo para Hidrología de Diseño y para Modelos Climáticos Globales 16

2.1 Introducción 16

2.2 Metodología para evaluar y corregir la representatividad de los datos obtenidos de GCMs 16

2.3 Metodología para la estimación de curvas Intensidad – Duración – Período de Retorno futuros (idT) para duraciones mayor a 1 día 19

2.3.1 Análisis de Frecuencia para la obtención de puntos idT 20

2.3.2 Ajustes de modelos matemáticos a los puntos idT 32

2.4 Bases de datos utilizadas en este trabajo 34

2.4.1 Bases de datos de estaciones terrenas 34

2.4.2 Base de datos de GCMs 34

Capítulo 3: Evaluación y corrección de la representatividad de los datos obtenidos de GCMs 38

3.1 Recopilación de la información meteorológica necesaria. 38

3.1.1 Información Pluviométrica Recopilada de Estaciones Terrenas 38

3.1.2 Información Pluviométrica Recopilada de GCMs 39

3.2 Determinación del año hidrológico. 40

3.3 Generación de las series hidrológicas que se compararán. 40

3.3.1 Cuantificación de la PMDA en la zona de estudio a partir de series históricas observadas 40

3.3.2 Cuantificación de la PMDA en la zona de estudio a partir de series obtenidas de GCM's para el periodo histórico 42

3.4 Cuantificación de la incertidumbre. 44

3.5 Aplicación de técnicas de corrección a las PMDA. 45

3.6 Síntesis sobre las correcciones aplicadas sobre el periodo histórico. 50

Capítulo 4: Análisis estadísticos de series corregidas obtenidas de GCMs para diferentes períodos de tiempo....51

4.1 Introducción....51

4.2 Series observadas en el periodo histórico....51

4.3 Series generadas por GCM's para el periodo histórico....54

4.4 Series generadas por GCMs para el periodo futuro 58

4.4.1 Resultados para *Córdoba Observatorio* 61

4.4.2 Resultados para *El Durazno* 66

4.5 Síntesis de resultados 71

Capítulo 5: Estimación de curvas Intensidad – Duración – Período de Retorno futuras (idT) para duraciones mayor a 1 día....74

5.1 ANÁLISIS DE FRECUENCIA PARA LA Obtención de puntos idT 74

5.2 Ajuste de modelos matemáticos a los puntos idT 77

5.3 Comparación entre las curvas idT actuales obtenidas a partir de series históricas de estaciones terrenas y las curvas idT futuras obtenidas a partir de GCMs....80

5.4 Aplicación de las curvas idT futuras para duraciones mayores a la diaria....83

Capítulo 6: Conclusiones y recomendaciones....86

Anexo 1: Tablas....88

Referencias bibliográficas....97

Agradecimientos 100

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Escenarios de Emisiones antropogénicas de CO_2 anuales (IPCC, 2014). 11
Figura 2. a) Ubicación de la Provincia de Córdoba en la República Argentina (izquierda). b) Provincia de Córdoba (derecha). 13
Figura 3. a) Imagen satelital de la Ciudad de Córdoba (izquierda). b) Imagen satelital de las Sierras de Calamuchita (derecha). 13
Figura 4. Efectos en la función de densidad de probabilidad causados por cambios en la desviación estándar y en el coeficiente de simetría. Fuente: Ven Te Chow, 1994. 25
Figura 5. Regiones consideradas: Húmeda (1), Centro (2), Andes (3) y Patagonia, Antártida e Islas del Atlántico Sur (4). Fuente: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2014. 35
Figura 6. Precipitación acumulada diaria observada para la estación Córdoba Observatorio. 38
Figura 7. Precipitación acumulada diaria observada para la estación El Durazno. 39
Figura 8. Ubicación de Estaciones Terrenas y Resolución de GCMs. 40
Figura 9. PMDA para la serie observada de la estación Córdoba Observatorio. 41
Figura 10. PMDA para la serie observada de la estación El Durazno. 41
Figura 11. PMDA para las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio. 42
Figura 12 PMDA para las series generadas por GCMs de la estación El Durazno. 43
Figura 13. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs CCSM4, CMCC-CM, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3-6-0, GFDL-ESM2G y IPSL-CM5A-MR con los resultados del $RECM$ para Córdoba Observatorio. 46
Figura 14. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs MPI-ESM-LR, MRI-CGCM3, NorESM1-M, ETA-HacCM3, MM5-HadCM3 y REMO-ECHAM5 con los resultados del $RECM$ para Córdoba Observatorio. 47
Figura 15. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs CCSM4, CMCC-CM, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3-6-0, GFDL-ESM2G y IPSL-CM5A-MR con los resultados del $RECM$ para El Durazno. 48
Figura 16. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs MPI-ESM-LR, MRI-CGCM3, NorESM1-M, ETA-HacCM3, MM5-HadCM3 y REMO-ECHAM5 con los resultados del $RECM$ para El Durazno. 49
Figura 17. Resultados de las FDP para la serie obtenida de la estación Córdoba Observatorio. 53
Figura 18. Resultados de las FDP para la serie obtenida de la estación El Durazno. 53
Figura 19. Resultados de la distribución "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 56
Figura 20. Resultados de la distribución "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 56
Figura 21. FDP "LogNormal MV" de los seis modelos con menor RECM para la estación Córdoba Observatorio. 57
Figura 22. FDP "LogNormal MV" de los seis modelos con menor RECM para la estación El Durazno. 57
Figura 23. PMDA para los periodos futuros de series corregidas generadas por GCMs en la estación Córdoba Observatorio. 59
Figura 24. PMDA para los periodos futuros de series corregidas generadas por GCMs en la estación El Durazno. 60
Figura 25. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP4.5" de la estación Córdoba Observatorio. 62
Figura 26. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP8.5" de la estación Córdoba Observatorio. 63
Figura 27. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano A1B" de la estación Córdoba Observatorio. 64
Figura 28. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano RCP4.5" de la estación Córdoba Observatorio. 64

Figura 29. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano RCP8.5" de la estación Córdoba Observatorio. 65
Figura 30. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano A1B" de la estación Córdoba Observatorio. 66
Figura 31. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP4.5" de la estación El Durazno. 67
Figura 32. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP8.5" de la estación El Durazno. 68
Figura 33. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano A1B" de la estación El Durazno. 68
Figura 34. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano RCP4.5" de la estación El Durazno. 69
Figura 35. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano RCP8.5" de la estación El Durazno. 70
Figura 36. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano A1B" de la estación El Durazno. 71
Figura 37. Mejores series generadas por GCMs para Córdoba Observatorio. 72
Figura 38. Mejores series generadas por GCMs para El Durazno. 72
Figura 39. Puntos idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación Córdoba Observatorio. 75
Figura 40. Puntos idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación El Durazno. 76
Figura 41. Curvas idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación Córdoba Observatorio. 78
Figura 42. Curvas idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación El Durazno. 79
Figura 43. Comparación de las curvas idT para escenarios futuros de emisión de GEI con la serie observada de la estación Córdoba Observatorio. 81
Figura 44. Comparación de las curvas idT para escenarios futuros de emisión de GEI con la serie observada de la estación El Durazno. 82
Figura 45. Hietograma de la estación El Durazno para el mes de febrero del año 2014. 84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores de Kn para la prueba de datos dudosos para un nivel de significancia del 10% para la distribución normal. Fuente: U. S. Water Resources Council, 1981. 22
Tabla 2. Período de información sobre precipitaciones acumuladas diarias para cada GCM. 39
Tabla 3. Estadística descriptiva de la serie observada de la estación Córdoba Observatorio. 41
Tabla 4. Estadística descriptiva de la serie observada de la estación El Durazno. 42
Tabla 5. Estadística descriptiva de las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio. 43
Tabla 6. Estadística descriptiva de las series generadas por GCMs de la estación El Durazno. 44
Tabla 7. Incertidumbre de las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio. 44
Tabla 8. Incertidumbre de las series generadas por GCMs de la estación El Durazno. 45
Tabla 9. Cantidad de veces que una técnica de corrección tiene menor $RECM$ para Córdoba Observatorio. 50
Tabla 10. Cantidad de veces que una técnica de corrección tiene mejor resultado para El Durazno. 50
Tabla 11. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series observadas. 51
Tabla 12. Estadística descriptiva para las series observadas 52
Tabla 13. Resultados de las pruebas de bondad del ajuste para la serie obtenida de la estación Córdoba Observatorio. 54
Tabla 14. Resultados de las pruebas de bondad del ajuste para la serie obtenida de la estación El Durazno. 54
Tabla 15. Resultados de la prueba EEA y la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 55
Tabla 16. Resultados de la prueba EEA y la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 55
Tabla 17. Mejores series generadas por GCMs para cada estación y cada escenario. 73
Tabla 18. Parámetros del Modelo DIT estimados para las series analizadas. 77
Tabla 19. Parámetros del Modelo DIT estimados para las series observadas. 80
Tabla 20. Periodos de retorno obtenidos del modelo DIT de las series observadas de la estación El Durazno. 84
Tabla 21. Periodos de retorno obtenidos del modelo DIT de cada escenario futuro de emisión de GEI de la estación El Durazno. 85
Tabla 22. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 88
Tabla 23. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 88
Tabla 24. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 88
Tabla 25. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 88
Tabla 26. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 88
Tabla 27. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 89
Tabla 28. Resultados de la prueba EEA para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 89
Tabla 29. Resultados de la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 90
Tabla 30. $RECM$ para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio. 90

Tabla 31. $RECM$ para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno. 90
Tabla 32. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación Córdoba Observatorio. 91
Tabla 33. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación El Durazno. 91
Tabla 34. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación Córdoba Observatorio. 91
Tabla 35. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación El Durazno. 91
Tabla 36. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación Córdoba Observatorio. 91
Tabla 37. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación El Durazno. 92
Tabla 38. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación Córdoba Observatorio. 92
Tabla 39. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación El Durazno. 92
Tabla 40. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano en la estación Córdoba Observatorio. 92
Tabla 41. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano en la estación Córdoba Observatorio. 93
Tabla 42. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano en la estación El Durazno. 93
Tabla 43. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano en la estación El Durazno. 94
Tabla 44. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP4.5 FC" de Córdoba Observatorio. 94
Tabla 45. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP8.5 FC" de Córdoba Observatorio. 94
Tabla 46. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FC" de Córdoba Observatorio. 95
Tabla 47. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP4.5 FL" de Córdoba Observatorio. 95
Tabla 48. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP8.5 FL" de Córdoba Observatorio. 95
Tabla 49. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FL" de Córdoba Observatorio. 95
Tabla 50. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-CGCM3 RCP4.5 FC" de El Durazno. 96
Tabla 51. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-CGCM3 RCP8.5 FC" de El Durazno. 96
Tabla 52. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FC" de El Durazno. 96
Tabla 53. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "GFDL-ESM2G RCP4.5 FL" de El Durazno. 96
Tabla 54. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CCSM4 RCP8.5 FL" de El Durazno. 97
Tabla 55. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FL" de El Durazno. 97

CAPÍTULO 1: MARCO REFERENCIAL DEL INFORME

1.1 INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso indispensable para la vida de todos los seres vivos. A lo largo de la historia, el hombre ha tratado de entender y predecir su comportamiento, ya que es necesario para la satisfacción de sus necesidades básicas. Pero no todos son aspectos positivos, el agua también puede ser la causa de desastres naturales que ponen en riesgo la sociedad y la infraestructura necesaria para que esta sobreviva.

La solución consiste en regular el recurso hídrico para lograr aprovecharlo de la forma más eficiente posible. Existen dos tipos de regulaciones que se deben tener en cuenta, sobre aportes continuos o sobre eventos singulares. Las medidas que se pueden adoptar para ambos son del tipo estructurales, que son las infraestructuras, y no estructurales, que pueden ser de gestión, de reglamentación, entre otras. El dimensionamiento de estas medidas no sólo debe ser el óptimo, sino que también debe basarse en el diseño sustentable. De esto último radica la importancia de comprender correctamente cómo se comporta el agua en el sistema en que se encuentra.

El diseño sustentable se define como el diseño consistente con los principios del desarrollo global sustentable, el cual prevé un desarrollo que satisface las necesidades presentes sin comprometer la capacidad de futuras generaciones de satisfacer sus propias necesidades (World Commission on Environment and Development, 1987). En este marco, el diseño sustentable de las medidas estructurales y no estructurales en los recursos hídricos requiere de un estudio integral que complemente los siguientes aspectos:

(a) Diseño hidrológico del área de estudio, en el que se establezca una definición pormenorizada de las variables hidrológicas intervinientes.

(b) Diseño hidráulico óptimo que contemple la compleja interacción de los flujos turbulentos con el lecho, márgenes, vegetación, infraestructura hídrica existente y/o nueva, etc.

Un aspecto que ha cobrado gran importancia en el último tiempo es el cambio climático y cómo afecta en las variables climáticas como la precipitación. *Desde pautas meteorológicas cambiantes, que amenazan la producción de alimentos, hasta el aumento del nivel del mar que incrementa el riesgo de inundaciones catastróficas, los efectos del cambio climático son de alcance mundial y de una escala sin precedentes* (Naciones Unidas web, 2020). Los principales actores en esta situación son los Gases de Efecto Invernadero (GEI), esenciales para la vida por su rol de mantener la temperatura de la Tierra, pero su aumento a lo largo de los últimos siglos está afectando en forma negativa y puede traer grandes consecuencias en un futuro.

En el presente trabajo se decidió profundizar en el Diseño Hidrológico de la Infraestructura Hídrica realizando estudios avanzados en esta temática. Se desarrollan herramientas computacionales para analizar series hidrológicas obtenidas de bases de datos de estaciones terrenas y modelos climáticos con el objetivo de generar curvas futuras de intensidad – duración – período de retorno (idT) para duraciones mayores a la diaria que permitan optimizar la gestión y administrar el recurso hídrico en los reservorios de agua, y/o obtener caudales de diseño, parámetro fundamental de diseño hidrológico de cualquier obra hidráulica. Todo esto se realiza en el marco de diferentes escenarios de emisión de GEI aplicados en la región de estudio para el periodo futuro.

1.2 DISEÑO HIDROLÓGICO

El diseño hidrológico es el proceso de evaluación del impacto de los eventos hidrológicos en un sistema de recursos hidrológicos y donde se escogen los valores para las variables importantes del sistema para que este se comporte adecuadamente (Ven Te Chow, 1994). Si bien son las lluvias lo que se pretende estudiar en este informe, hay que tener en cuenta que el diseño hidrológico abarca también otros factores, como los sociales, políticos, legales, entre otros.

Es muy importante que para determinar el valor de las variables de diseño de las medidas estructurales y no estructurales mencionadas en el punto anterior se tengan en cuenta dos factores: el costo y la seguridad. Utilizar valores muy altos de la variable puede llevar a un sobredimensionamiento de las obras o medidas lo cual es antieconómico, mientras que utilizar valores muy bajos puede ocasionar fallas con resultados catastróficos. La magnitud óptima es aquella que equilibra estos dos criterios.

El valor mínimo de la variable de diseño es cero, debido a que no puede ser negativo. Por otro lado, existe un límite superior no infinito por ser el ciclo hidrológico global un circuito cerrado, manteniéndose el agua constante. Este valor límite extremo (VLE) se puede estimar por métodos determinísticos, aunque no suele ser utilizado más que para casos de áreas densamente pobladas donde los daños que ocasionaría una falla son muy grandes. Los valores intermedios en la escala de diseño se obtienen por un método probabilístico o de frecuencias, cuya probabilidad de ocurrencia pueden ser estimadas si se cuenta con registros hidrológicos suficientemente largos para este análisis.

La principal variable de diseño hidrológico es el Caudal, el cual puede transformarse luego en volúmenes mediante un hidrograma o en alturas mediante curvas Altura-Caudal. Sin embargo, la estimación de los caudales escurridos en la creciente de proyecto está afectada por la insuficiencia estadística de los registros históricos de caudales, lo cual lleva a evaluar indirectamente estos caudales mediante el uso de modelos de transformación lluvia – caudal (P-Q), los cuales son alimentados por eventos hipotéticos críticos denominados lluvias de diseño.

1.2.1 Lluvias de diseño

Como se mencionó anteriormente, debido a la insuficiencia estadística de registros históricos de caudales, se debe realizar una evaluación indirecta de los mismos mediante el uso de modelos de transformación lluvia – caudal (P-Q) que son alimentados por lluvias de diseño.

Para caracterizar las lluvias de diseño se utilizan un conjunto de rasgos que se traducen en variables interrelacionadas. Esos rasgos o componentes se presentan a continuación (Caamaño y Dasso, 2003):

- Magnitud: esta es el valor que alcanzaría la intensidad (i) en un punto específico del espacio, siendo la intensidad el cociente entre la altura de la lámina de lluvia (h) y la duración del intervalo que demandó su acumulación (d).

- Persistencia: es la duración del intervalo de lluvia para el cual se predice, esta es estimada por el proyectista según cuales sean las características físicas de la cuenca que está analizando.

- Probabilidad: es la frecuencia futura estimada (f) o periodo de retorno anual del evento (T). Este es otro dato que debe definir de antemano el proyectista y es función del riesgo asumido. La magnitud de la lluvia se suele asociar a la frecuencia mediante curvas idf

o al periodo de retorno mediante curvas idT, pero también se la puede asociar con VLE que no tiene asignada una probabilidad.

- Ubicación: es la posición donde interesa predecir, teniendo en cuenta la red de medición. Para calibrar un modelo idT, del que se hablará en la sección 2.3.2, es necesario tener registros de alta frecuencia, por lo tanto, un pluviógrafo. Si no existe una serie que sea apta para el modelo se utilizan otras técnicas, pluviómetros próximos a la zona de interés o, como última opción, una interpolación entre series con datos.

- Distribución: es el patrón de variación temporal interna de la intensidad de lluvia. Se suele deducir los patrones temporales, denominados hietogramas tipo, de la función idT o también se los suele definir por síntesis de tormentas históricas.

- Atenuación: es la reducción de la lluvia local a escala de cuenca, para predecir descargas.

De todos estos rasgos, los que se analizarán en este informe son la magnitud, la duración y la probabilidad de ocurrencia, mediante la generación de curvas intensidad-duración-período de retorno para escenarios futuros de emisión de GEI.

1.3 INTRODUCCIÓN A MODELOS GENERALES DE CIRCULACIÓN (GCM)

Los “General Circulation Model” (GCM), por sus siglas en inglés significa “Modelo General de Circulación”, son modelos matemáticos que permiten representar los procesos físicos en la atmósfera, océano, criósfera y la superficie continental. Estos son las herramientas más avanzadas disponibles actualmente para simular la respuesta del sistema climático global ante un incremento de las concentraciones de los GEI.

Los modelos utilizan una cuadrícula tridimensional sobre la superficie de la Tierra, con una resolución horizontal de entre 100 y 600 km., entre 10 y 20 capas de la atmósfera y hasta 30 en los océanos. Sus aplicaciones principales son simular periodos históricos, simular el clima futuro bajo diferentes escenarios de concentración de GEI y realizar pronósticos estacionales.

1.3.1 Escenarios de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI)

Un escenario, en su concepto general, se puede interpretar como una imagen utilizada para analizar situaciones donde los resultados son inciertos. Sus objetivos son entender mejor las incertidumbres y los futuros alternativos que estos presentan. En el caso analizado en este trabajo, los escenarios describen las trayectorias de diferentes variables para investigar las consecuencias debidos a diferentes comportamientos antropogénicos.

En el IPCC, por sus siglas en inglés “Intergovernmental Panel on Climate Change” (Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático o IPCC), se proponen estos escenarios realizando un informe con todos los resultados. Las líneas históricas son los resultados de diferentes variables a lo largo de los años. Describen comportamientos de diferentes dimensiones sociales, económicas, tecnológicas, ambientales y políticas.

Se han realizado varios encuentros del IPCC. En el correspondiente al año 2000 se definieron los escenarios *A1*, *B1*, *A2* y *B2*, que fueron desarrollados por seis grupos de trabajos, uno para cada uno de *B1*, *A2* y *B2*, y tres para el *A1*.

El escenario *A1* describe un futuro con un gran crecimiento económico, población mundial que crece hasta mitad de siglo y desde allí empieza a decrecer, y la rápida introducción de tecnología más eficiente. También un mayor equilibrio entre regiones, con una mayor interacción social y cultural, y menor diferencia en cuanto al ingreso per

cápita. Los tres grupos se distinguen por la tecnología desarrollada, *A1FI* supone que se utilizará intensivamente la energía derivada de los fósiles, *A1T* supone que se utilizará energía de fuentes no derivadas de los fósiles y *A1B* un balance entre todos los tipos de energía.

Las RCPs, por sus siglas en inglés “Representative Concentration Pathways” (Líneas de Concentración Representativas), son las líneas históricas para los escenarios de emisiones. Estas se dividen en cuatro para el siglo 21, según el reporte del IPCC del año 2014, que incluye un escenario de mitigación (*RCP2.6*), dos intermedios (*RCP4.5* y *RCP6.0*) y uno muy pesimista con grandes emisiones (*RCP8.5*), que equivaldría a preservar la tendencia observada hasta la fecha de publicación. En la siguiente figura se pueden apreciar los resultados, según estos escenarios, para las emisiones de dióxido de carbono (CO_2).

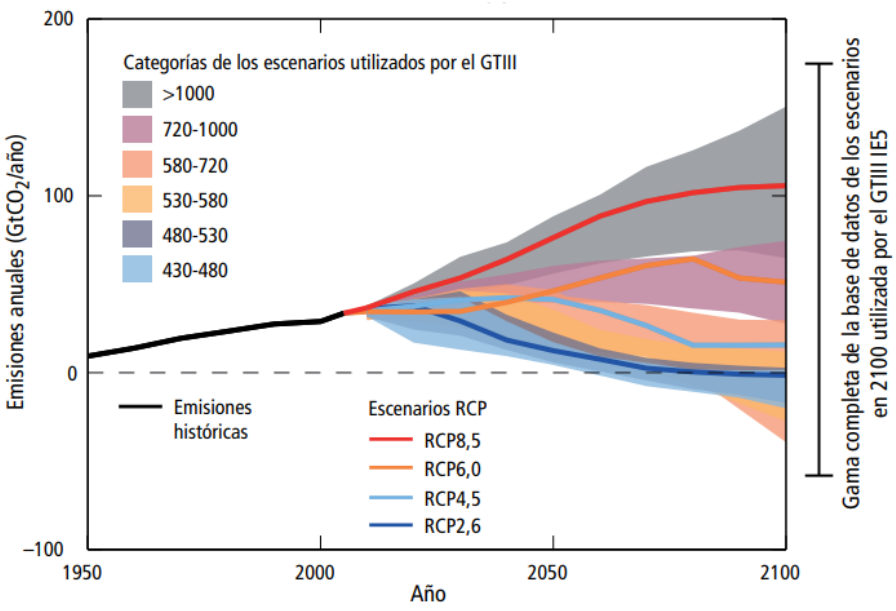


Figura 1. Escenarios de Emisiones antropogénicas de CO_2 anuales (IPCC, 2014).

Los cambios en las precipitaciones en un mundo más templado no serán uniformes (IPCC, 2014). Como no hay una linealidad entre el cambio de emisiones de GEI y cambios en precipitaciones, se propone evaluar el comportamiento de las precipitaciones máximas anuales para algunos de los escenarios definidos por el IPCC que se aplicaron en la región.

1.4 ANTECEDENTES DE ESTUDIOS SOBRE LLUVIAS MÁXIMAS A PARTIR DE GCMS

Numerosos estudios en el mundo se han llevado adelante evaluando aplicaciones de los modelos climáticos, sin embargo, la mayoría de ellos se han enfocado en comparar las climatologías observadas con las simuladas por los modelos climáticos (Buchmann 1990, Frederiksen 1994, Tolika 2006, Lapp 2012, Cherchi 2014). En Argentina en particular, algunos análisis de comparación pueden encontrarse en Seluchi (1998), Marengo (2003), WIREs Clim Change (2015), Saito (2016), Alvarez (2016), entre otros.

En cuanto a la cantidad de casos de aplicación de los GCM con fines hidrológicos, su número se ve considerablemente reducido en el mundo. En particular en Argentina se han realizado sólo algunas aplicaciones de modelos climáticos con fines hidrológicos

como: simulación de caudal continua (Ducharne 2003, Alvarez 2018), análisis de costos de infraestructuras (Villanueva 2017) y análisis de impactos en cultivos (Baethgen 1995).

Por otro lado, si bien la teoría de estacionariedad de los valores extremos ha sido utilizada históricamente para construir las curvas de relación IDF, Agilan y Umamahesh (2016) observan que hoy en día es ampliamente reconocido que los cambios climáticos globales están intensificando los eventos de lluvias extremas, creando una componente no-estacionaria en las series de tiempo de lluvias extremas. En este sentido, sí se han realizado algunos trabajos en el mundo como la herramienta NEVA (Cheng 2014) de propagación de tendencias en medias o desvíos por medio de estadística bayesiana, aplicadas ya en las provincias de Salta (Rudolf, 2016) y Córdoba (Baraquet, 2018). Un trabajo de Solaiman y Simonovic (2011), presenta una metodología para actualizar las relaciones de curvas IDF para la ciudad de Londres al incorporar varias incertidumbres asociadas con la evaluación de impactos de cambio climático a escalas locales. Sin embargo, grandes incertidumbres en intensidades de lluvias proyectadas de seis modelos climáticos imponen serias limitaciones para sostener conclusiones sobre los cambios esperados en el futuro dentro del estado de Alabama, Estados Unidos (Mirhosseini et al 2012).

Teniendo en cuenta las proyecciones de los modelos climáticos, es posible comparar los resultados de las simulaciones de un período anterior con los datos observados de las estaciones pluviales. Sin embargo, según Kuo et al. (2014), los datos del pluviómetro son mediciones puntuales, que se espera que tengan una mayor variabilidad temporal que las simulaciones de modelos climáticos, que proporcionan valores promediados espacialmente. Los datos recopilados por pluviómetros suelen medir las condiciones en un área pequeña (por ejemplo, aproximadamente 400 cm^2 o un poco más grande), mientras que un punto de cuadrícula de un modelo climático, dependiendo de la resolución del dominio, puede simular la precipitación en un área de varios a cientos de km^2 (Bourdages 2010).

Por lo tanto, no se puede esperar una correlación perfecta entre datos terrenos y simulaciones climáticas, debido a que representan diferentes escalas. Además, datos simulados de lluvia por modelos climáticos resultan una versión simplificada de la naturaleza, siendo impulsados por datos de entrada de gran resolución y, por lo tanto, el sesgo del modelo climático sigue siendo un problema crítico, que a menudo requiere correcciones antes de que los resultados del modelo puedan ser comparables a las mediciones del pluviómetro (Gumbel 1958). Con el fin de disminuir la brecha entre las escalas del modelo climático y las escalas de drenaje urbano local, teniendo en cuenta las imprecisiones en la descripción de los extremos de precipitación, se deben aplicar métodos de reducción de escala y métodos de corrección de sesgo (Williems 2013).

1.5 ZONA DE ESTUDIO

El presente trabajo se desarrolla dentro de la provincia de Córdoba, perteneciente a la República Argentina. La provincia se encuentra en el centro del territorio nacional con una parte de su superficie en la Región de las Sierras Pampeanas y el resto en la Región Pampeana, cada una con sus características propias y diferenciadas.

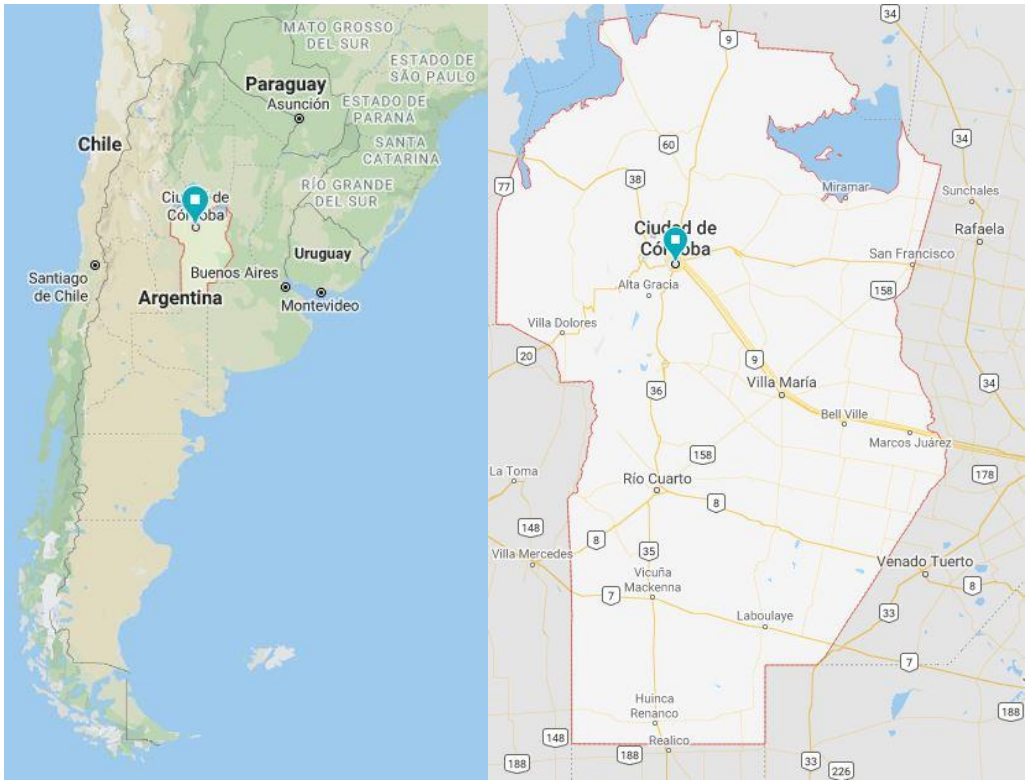


Figura 2. a) Ubicación de la Provincia de Córdoba en la República Argentina (izquierda). b) Provincia de Córdoba (derecha).

En particular, este trabajo se focaliza en dos zonas dentro de la provincia: la zona colindante a la Ciudad de Córdoba, capital provincial; y la zona de las sierras de Calamuchita, en las sierras Pampeanas. La primera es de interés por ser la segunda ciudad de mayor tamaño del país (ver Figura 3 (a)), con una población de poco más de 1,5 Millones de habitantes (INDEC, Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2001 y 2010). Y la segunda, por el gran número de reservorios existentes, extremadamente importantes para la administración y gestión de los recursos hídricos de la región. (ver Figura 3 (b)).

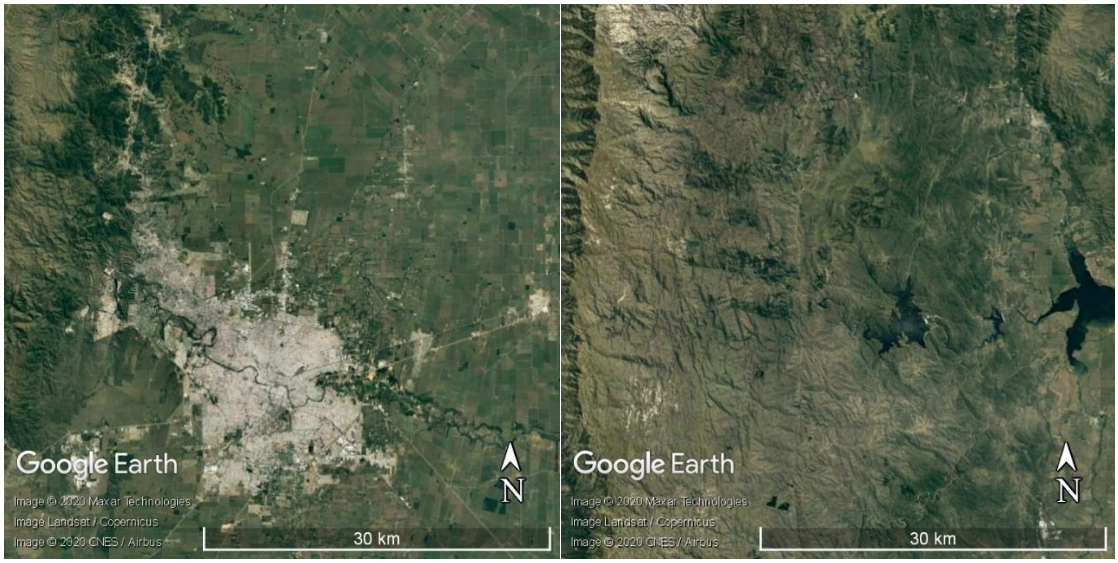


Figura 3. a) Imagen satelital de la Ciudad de Córdoba (izquierda). b) Imagen satelital de las Sierras de Calamuchita (derecha).

1.5.1 Región Pampeana y Sierras Pampeanas

La región pampeana, es una planicie fértil y su clima es templado con una temperatura media anual de 17º C. En cuanto a las lluvias, la diferencia entre las medias anuales de precipitaciones forma una división entre pampa húmeda y pampa seca. La pampa húmeda es la región del litoral, que recibe un promedio de 1.000 mm. anuales de lluvias y se encuentra favorecida por los vientos del Atlántico, en esta se encuentra el caso de estudio. En la pampa seca, al oeste de la provincia de Córdoba, sólo llueve un promedio de 400 mm. anuales sobre un suelo arenoso o pedregoso donde crecen pastos duros.

Los vientos característicos de la Región Pampeana son el Pampero y la Sudestada. El primero, frío, seco, violento proviene del sudoeste y tiene una velocidad de 100 km/h.; nace en el anticiclón del Pacífico sur, deja su humedad al atravesar la Cordillera de los Andes y avanza sobre la región pampeana especialmente en verano, después de un período caluroso y húmedo. Ocasiona lluvia, descenso de la temperatura y grandes nubes de polvo. La Sudestada es un viento frío que carga la humedad recogida en su paso por el Atlántico y el Río de la Plata. Al detener el avance de las aguas que bajan por este río, provoca inundaciones en su margen derecha y en el sur del litoral.

Por otro lado, la Región de las Sierras Pampeanas, tiene un suelo que presenta amplias zonas elevadas y otras llanas: sierras y planicies. Las sierras son bloques montañosos que en su parte superior tienen una configuración redondeada. Son las llamadas pampas, y se agrupan constituyendo cordones. Las planicies se designan de diverso modo: valles, bolsones y llanos entre montañas, entre otros.

El clima varía según las características topográficas de cada zona. Existe el clima templado serrano, con lluvias abundantes, en las Sierras de Córdoba y San Luis. En las zonas de bolsones, en cambio, el clima es árido, con escasas precipitaciones, aunque este escapa al objetivo de este trabajo. Los ríos de recorridos más importantes se encuentran en la provincia de Córdoba. El río Tercero, por ejemplo, favorece la actividad económica de la provincia porque su caudal es utilizado para la energía eléctrica o el riego; nace en la Sierra de Achala y después de largo trayecto desemboca en el Paraná con el nombre de Carcarañá.

1.6 OBJETIVOS

1.6.1 Objetivos Generales

El objetivo general del presente informe es evaluar la construcción de curvas que relacionan intensidad, duración y período de retorno (idT) de precipitaciones para duraciones mayores a un día en diferentes períodos futuros, a partir de datos generados con Modelos Climáticos de Circulación Global (GCMs).

1.6.2 Objetivos Específicos

Para alcanzar el objetivo general de este trabajo se proponen los siguientes objetivos específicos, de carácter complementarios y necesarios:

- Desarrollar herramientas computacionales para analizar series hidrológicas obtenidas de bases de datos de estaciones terrenas y de modelos de circulación global (GCMs);
- Proponer una metodología de trabajo para aplicar cuando se realice Diseño Hidrológico con series obtenidas de GCMs;

- Seleccionar un método óptimo de corrección de los GCMs aplicados a series de precipitaciones máximas diarias anuales;
- Analizar estadísticamente las series de GCMs corregidas para diferentes períodos de tiempo con fines de diseño hidrológico;
- Estimar curvas idT futuras para duraciones mayores a la diaria a partir de datos de GCMs;
- Comparar curvas idT actuales obtenidas a partir de series históricas de estaciones terrenas con curvas idT futuras;
- Aplicar la curva idT de una de las estaciones analizadas para la caracterización de un evento ocurrido en la zona.

1.7 METODOLOGÍA DE TRABAJO

El informe comienza con el marco de referencia en el Capítulo 1:, necesario para comprender los diferentes conceptos que se abordarán en los siguientes capítulos. Se describe la zona de estudio en la que se aplicarán y cuáles son los objetivos que este trabajo persigue, uno general y otros específicos que llevarán a la conclusión.

El Capítulo 2: describe las metodologías utilizadas en este informe. La primera metodología es aquella que sirve para evaluar diferentes técnicas de corrección aplicadas sobre las series generadas por GCMs. La segunda, es la que contiene el análisis de frecuencia y la generación de curvas idT. Luego se presentan las bases de datos que brindan las series a analizar.

En el Capítulo 3: se aplica la metodología de evaluación y corrección de la representatividad de los datos obtenidos de GCMs, explicada en el capítulo anterior. Se cuantifica la incertidumbre de estos y se concluye con la técnica de corrección de sesgo que mejor ajusta a las series observadas.

Lo primero que se realiza en el Capítulo 4: es el análisis de frecuencia para las series observadas y luego se aplica el mismo procedimiento a las series de GCMs corregidas en el Capítulo anterior, para el periodo histórico. El objetivo es comparar los análisis de frecuencia para conocer cómo infieren los modelos a la precipitación máxima diaria anual para diferentes períodos de retorno.

A su vez, en el Capítulo 4:, se realiza el análisis de frecuencia para las series corregidas obtenidas de GCMs para los periodos futuros para cada escenario de emisión de GEI y duraciones mayores a la diaria. Estos resultados son comparados con los del periodo histórico observado para la duración de 1 día, concluyendo con los modelos que se utilizarán en el siguiente capítulo.

En el Capítulo 5:, con las series del capítulo anterior, se obtienen puntos idT. A estos se les aplica un modelo para aproximar una ecuación que consigue las curvas idT, intensidad para cualquier duración y periodo de retorno. Estas son comparadas con curvas idT desarrolladas mediante las series observadas en estaciones terrenas para evaluar cómo afectan los escenarios de emisión de GEI a la variable. Por último, se aplican estas curvas futuras a un evento ocurrido en la zona de una de las estaciones analizadas.

Por último, el Capítulo 6: presenta una serie de conclusiones sobre todo el trabajo realizado y recomendaciones para la aplicación de las curvas idT futuras.

CAPÍTULO 2: METODOLOGÍA DE TRABAJO PARA HIDROLOGÍA DE DISEÑO Y PARA MODELOS CLIMÁTICOS GLOBALES

2.1 INTRODUCCIÓN

Como se mencionó en el punto 0, la principal variable de diseño hidrológico es el Caudal de Diseño, pero debido a la insuficiencia estadística de registros históricos de caudales, muchas veces se realiza un análisis indirecto de los mismos mediante la utilización de modelos de transformación Lluvia-Caudal, que son alimentados por Lluvias de diseño (explicadas en el punto 1.2.1). Para definir estas lluvias de diseño son importantes tres aspectos principales: su magnitud, su distribución temporal y su atenuación espacial. De estos tres elementos, en este informe se hará hincapié en la magnitud, la cual se obtiene a partir de curvas intensidad-duración-período de retorno (idT).

El objetivo principal de este trabajo es obtener curvas idT futuras para duraciones mayores a la diaria que permitan optimizar la gestión y administrar el recurso hídrico en los reservorios de agua, y/o obtener caudales de diseño, parámetro fundamental de diseño hidrológico de cualquier obra hidráulica.

Para la obtención de curvas idT futuras se utilizarán datos futuros obtenidos de Modelos de Circulación Global. El problema radica en la representatividad que hacen de la realidad estos modelos debido a su limitada resolución y las simplificaciones hechas en las ecuaciones que los gobiernan. Por lo tanto, para evaluar esta representatividad, en primer lugar, se analizarán datos históricos de GCMs que se compararán con datos históricos de estaciones terrenas observados en la zona de estudio definida en el punto 1.5. Luego, si fuese necesario, se aplicarán correcciones a los datos de los GCMs, de manera tal de mejorar la representatividad de estos tanto para el período histórico como para los períodos futuros. Finalmente, en base a los resultados obtenidos del análisis anterior, se generarán curvas idT para diferentes escenarios futuros.

En los puntos que siguen se explica, en primer lugar, la metodología para evaluar la representatividad de los datos generados por los GCMs, y luego se presenta la metodología utilizada para la generación de curvas idT futuras.

2.2 METODOLOGÍA PARA EVALUAR Y CORREGIR LA REPRESENTATIVIDAD DE LOS DATOS OBTENIDOS DE GCMS

I. Recopilación de la información meteorológica necesaria.

El primer paso es la recopilación de la información. Las series observadas se obtienen de bases de datos de estaciones terrenas y las series generadas por GCMs, aplicados en la zona de estudio para ciertos periodos de tiempo, se obtienen de bases de datos creadas de la aplicación de estos.

II. Determinación del año hidrológico.

Para asegurar que los valores de las series recopiladas son independientes, se determina como período de análisis al año hidrológico.

El año hidrológico, que puede no coincidir con el año calendario, es aquel en el que el ciclo de los procesos hidrológicos de una región vuelve a iniciarse. Es decir, es el año que centra el período de interés del análisis que se esté haciendo. En el caso en estudio se analizarán los máximos por lo que se comienza en la época en que los valores de la variable son nulos, quedando los máximos en la mitad del periodo de tiempo. Pero, por

ejemplo, para analizar los mínimos el periodo sería el contrario empezando en los máximos.

III. Generación de las series hidrológicas que se compararán.

Debido a que, a la hora de generar una curva idT, lo que interesa son valores máximos, es que se propone analizar las Precipitaciones Máximas Anuales. Por otro lado, la generación de curvas idT implica el análisis de series de diferentes duraciones, para el análisis de representatividad se tomará una duración de 1 día debido a que se utilizarán datos pluviométricos. Es decir, este análisis se hará mediante la comparación de Precipitaciones Máximas Diarias Anuales (PMDA), y las conclusiones obtenidas se aplicarán luego a las demás duraciones.

IV. Cuantificación de la incertidumbre.

Para realizar un análisis con los datos obtenidos por los modelos climáticos se necesita cuantificar los errores. Estos pueden existir debido a la resolución espacial acotada, procesos físicos y termodinámicos simplificados, el uso de modelos numéricos o falta de conocimiento sobre el cambio climático.

El método elegido para conocer cuánto es la incertidumbre sobre cada modelo es la Raíz del Error Cuadrático Medio $(RECM)$. Este se calcula aplicando la raíz cuadrada a la relación entre la Suma Cuadrática de los Errores (SCE) y la cantidad de datos comparados (n):

$$RECM = \sqrt{\frac{SCE}{n}} \tag{2.1}$$

Siendo:

$$SCE = \sum_{i=1}^{n} (O_i - C_i)^2 \tag{2.2}$$

Donde O_i son los datos medidos y C_i son los corregidos.

La elección de este método se basa en que es muy utilizado para comparar observaciones terrenas con datos de GCMs y es de fácil aplicación. Con este se puede ver directamente la desviación que tienen los modelos con respecto a la observación, y luego, al corregirlo, se puede utilizar el mismo para cuantificar la disminución de este error.

V. Aplicación de técnicas de corrección a las PMDA.

El paso anterior concluye con la cuantificación de la incertidumbre que existe cuando se utilizan series generadas por GCMs. Para que estos sean fieles a la realidad es necesarios aplicar técnicas que corrijan los errores, y que puedan aplicarse tanto a períodos históricos como a períodos futuros. En cuanto a esto último, el inconveniente radica en que estas correcciones no se pueden utilizar directamente sobre periodos futuros porque no hay datos observados en este periodo de tiempo. Por esto es necesario obtener algún parámetro, corrigiendo las series del periodo histórico, que pueda ser usado en las correspondientes al periodo futuro.

Las cuatro correcciones que se ponen a prueba son: “Corrección de la media mediante un delta”, “Corrección de la media mediante un escalado”, “Corrección de la varianza” y

"Corrección utilizando Quantile Mapping". Decidir cuál es la más adecuada solo se puede lograr teniendo una serie para comparar, por lo que se opta por dividir las series históricas en dos partes: la más antigua, que pasa a ser la serie del periodo histórico, es con la cual se obtienen los parámetros de cada corrección; la segunda, que pasa a ser la serie del periodo futuro, es a la cual se le aplican estos parámetros para corregirla. Luego se comparan mediante el $RECM$ con los valores de la serie observada de la segunda mitad.

A continuación, se explican cada una de las correcciones propuestas.

Corrección de sesgo en la media – Método Delta

Es la primera corrección que se utiliza y la más sencilla de aplicar, utilizada mayormente para la temperatura. Se suma la diferencia de las medias para el periodo histórico y el modelo al valor estimado por este:

$$x_c^{\mathrm{d}} = x_0 + (\bar{y} - \bar{x}) \tag{2.3}$$

Donde x_c^d es la corrección, x_0 es el dato del modelo a corregir, $\bar{y}$ es la media del dato observado y $\bar{x}$ es la media del modelado. Esta diferencia es el Delta

En el periodo futuro se suma el Delta al valor del futuro $\left(x_{fut}^d\right)$:

$$x_{c_{fut}}^{\mathrm{d}} = x_{fut} + (\bar{y} - \bar{x}) \tag{2.4}$$

Corrección de sesgo en la media – Método Escala

La segunda corrección utilizada también es sencilla de aplicar y es más usada para variables hidrológicas. Se multiplica el valor estimado por la relación entre las medias del observado y el modelado, llamada Escala:

$$x_c^{\mathrm{e}} = x \times \frac{\bar{y}}{\bar{x}} \tag{2.5}$$

Para el periodo futuro es semejante a la corrección utilizando un Delta, pero en este caso se utiliza el valor de la Escala para corregir el futuro:

$$x_{c_{fut}}^{\mathrm{e}} = x_{fut} \times \frac{\bar{y}}{\bar{x}} \tag{2.6}$$

Corrección de sesgo en la varianza

La tercera corrección se aplica sobre la segunda corrección. Utilizando la media y la desviación de esta:

$$x_c^{\mathrm{v}} = \Delta \times \frac{s_y}{s_{xc}^{\mathrm{e}}} + \bar{x} \tag{2.7}$$

$$\Delta = x_c^{\mathrm{e}} - \overline{x_c}^{\mathrm{e}} \tag{2.8}$$

Donde x_c^{e} se obtiene de la ecuación (2.6), s_{xc}^{e} es su desviación estándar, $\overline{x_c}^{\mathrm{e}}$ su media y s_y es la desviación estándar del dato observado de la estación.

En la Corrección de la Varianza, al igual que para el periodo histórico, se realiza con parámetros de la corrección anterior. Para realizarla se necesita la relación entre

desviaciones estándar del periodo histórico $\left(\frac{s_y}{s^{\mathrm{e}}_{xc}}\right)$ y la media del valor calculado con la ecuación (2.6) $\left(\bar{x}^{\mathrm{e}}_{c_{fut}}\right)$:

$$x^{\mathrm{v}}_{c_{fut}} = \left(x^{\mathrm{e}}_{c_{fut}} - \bar{x}^{\mathrm{e}}_{c_{fut}}\right) \times \frac{s_y}{s^{\mathrm{e}}_{xc}} + \bar{x}^{\mathrm{e}}_{c_{fut}} \qquad (2.9)$$

Corrección de sesgo en la media – Método Quantile Mapping (Q-M)

El método basado en Quantile Mapping es una corrección del error que se puede aplicar a un modelo climático aproximando la distribución simulada con la observada mediante una función que depende de los cuantiles. Esta función traslada el valor del cuantil simulado al respectivo valor del observado. La ecuación utilizada es la siguiente:

$$Q_m(t) = F_0^{-1}\left[F_s[Q_s(t)]\right] \qquad (2.10)$$

Donde $Q_m(t)$ son los datos simulados corregidos, $Q_s(t)$ son los datos simulados sin corregir, F_s es la función de frecuencia acumulada de los datos simulados y F_0^{-1} es la inversa de la función de frecuencia acumulada de los datos observados.

Para el futuro se realiza mediante un escalado utilizando la relación entre el cuantil correspondiente de los datos medidos con respecto al del modelo del periodo histórico. Luego se multiplica esta relación por el valor de la precipitación para ese cuantil en el periodo futuro:

$$x_{c\,j} = \frac{y_j}{x_j} \times x_{fut\,j} \qquad (2.11)$$

Donde j corresponde a un cuantil. En este trabajo se utilizaron los siguientes (1.0, 0.95, 0.9, 0.85, 0.8, 0.7, 0.6, 0.5, 0.4, 0.3, 0.2, 0.1, 0.0). Al ser muy importantes los datos con mayores valores, se discretiza cada 0.05 a partir de 0.80.

VI. Síntesis sobre las correcciones aplicadas sobre el periodo histórico.

Una vez que se aplicaron las correcciones al periodo histórico se puede sacar la conclusión de cuál es la más eficaz al corregir las series de periodos futuros. Con esto definido se puede avanzar en analizar los periodos futuros para conseguir los puntos de las curvas idT.

2.3 METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE CURVAS INTENSIDAD – DURACIÓN – PERÍODO DE RETORNO FUTURAS (IDT) PARA DURACIONES MAYOR A 1 DÍA

La generación de curvas idT requiere de una recopilación de series históricas de precipitaciones de pluviógrafos y/o pluviómetros en función de las duraciones que se quieran analizar. Es decir, si se busca construir curvas idT para duraciones menores a la diaria será necesario contar con series históricas pluviográficas, mientras que, si se busca generar curvas idT para duraciones mayores a la diaria, será suficiente contar con series históricas pluviométricas. Una vez recopilada esta información, es necesario realizar sobre estas series un análisis estadístico denominado “Análisis de frecuencia”, el cual permite relacionar una variable dada con su probabilidad de ocurrencia. De este

análisis se obtienen puntos idT. Es decir, intensidades asociadas a duraciones y periodos de retorno establecidos con anterioridad, por lo que si uno quisiera obtener el valor de la intensidad para otras duraciones y periodos de retorno que no fueron preestablecidos no sería posible, es debido a esto que se busca representar la relación entre las tres variables (i, d y T) como una superficie continua a partir de diferentes ecuaciones matemáticas que han sido desarrolladas, como el Método de Sherman o el Modelo DIT.

En lo que sigue se detallará la metodología del Análisis de Frecuencia y luego se presentarán los modelos de ajuste.

2.3.1 Análisis de Frecuencia para la obtención de puntos idT

En una obra de ingeniería muchas veces los factores determinantes son los eventos extremos, como tormentas, crecientes y sequías. Estos eventos extraordinarios tienen una menor frecuencia de ocurrencia, por lo que a mayor magnitud menor será la probabilidad de ocurrencia. *El objetivo del análisis de frecuencia de información hidrológica es relacionar la magnitud de los eventos extremos con su frecuencia de ocurrencia mediante el uso de distribuciones de probabilidad* (Ven Te Chow, 1994). Se supone que los datos analizados provienen de sistemas estocásticos, independiente del tiempo y del espacio. También deben cumplir una serie de propiedades, ser cada dato independiente del resto, ser una serie estacionaria y ser homogénea.

Un evento extremo puede ocurrir si una variable aleatoria X es mayor o igual a un cierto nivel x_T, el intervalo de recurrencia es el periodo de tiempo hasta que $X \geq x_T$ otra vez. El valor esperado de este intervalo es el Periodo de Retorno (T), calculado como su promedio para un número suficiente de ocurrencias. La probabilidad de que este evento ocurra se relaciona mediante series de potencia con T de la siguiente forma:

$$p = P(X \geq x_T) = \frac{1}{T} \tag{2.12}$$

Hasta este punto quedo definida la duración y el periodo de retorno, por lo que se puede empezar con el análisis de frecuencia para obtener la magnitud. La metodología utilizada es la siguiente:

I. Recopilación de la información meteorológica necesaria.

Igual que en la metodología del punto 2.2, el primer paso para la generación de curvas idT es obtener información histórica sobre precipitaciones. Para esto se utiliza, en el caso de la precipitación observada de estaciones terrenas, la base de datos meteorológica que contiene la precipitación acumulada diaria medida en un cierto periodo del tiempo. Mientras que, para el análisis de GCMs, se utiliza la base de datos que contiene precipitación acumulada diaria modelada por estos.

II. Determinación del año hidrológico.

Este paso es igual al ya explicado en la metodología anterior. Para asegurar que los valores de las series recopiladas son independientes, se determina como período de análisis al año hidrológico.

III. Generación de las series hidrológicas.

Con la información de la base de datos y el año hidrológico definido se procede a generar las series hidrológicas que se quieren analizar. En este trabajo, como ya se

mencionó, las series a analizar serán PMDA y luego, para generar los puntos idT, se realizará el mismo análisis para duraciones mayores a la diaria.

IV. Corrección de las series hidrológicas generadas.

En el punto 2.2 se desarrolló el procedimiento por el cual se elige la corrección más adecuada para los periodos futuros. Con esta se corrigen las series generadas en el paso anterior para ser analizadas en los pasos siguientes.

V. Verificación de las hipótesis básicas.

Para poder llevar a cabo los pasos que siguen, es necesario asegurarse que la serie muestral de la que se parte sea una variable aleatoria de manera tal que sea capaz de representar a la población. Para esto se realizan diferentes pruebas estadísticas como: las pruebas de Datos Dudosos, de Independencia, de Estacionariedad y de Homogeneidad, las cuales se explican a continuación. Pero antes debe verificarse que la serie contenga la cantidad suficiente de datos para que los resultados puedan ser utilizados.

Longitud de serie mínima

En función de los análisis realizados por Dasso, (2003); Catalini et al., (2011) y Guillén (2014) se decide la aceptación de todas aquellas series que cuenten con una longitud mayor o igual a catorce años. Además, es necesario tener en cuenta que, en base a los estudios realizados por Baraquet (2018), conociendo la longitud de la serie hidrológica a utilizar, y definiendo el período de retorno para el cual se quiere estimar el valor de la variable hidrológica, se puede determinar la incertidumbre que presenta ese valor asociado a ese tiempo de retorno.

Prueba de Datos Dudosos

La prueba que se utiliza para verificar la existencia de datos dudosos es la definida por Chow. Los datos dudosos o atípicos son puntos que se alejan significativamente de la tendencia del resto de la serie y pueden causar gran variación en los parámetros a estimar para una distribución. La siguiente ecuación se utiliza para detectar estos datos mediante el uso un factor de frecuencia:

$$x_{U,L} = \bar{x} \pm K_n \, s_x \qquad (2.13)$$

Donde $x_{U,L}$ son los umbrales superior e inferior respectivamente y K_n se obtiene de la tabla en función del tamaño de la muestra n. Cuando la variable que se utiliza es $y = \log x$, $\bar{x}$ se reemplaza con $\bar{y}$ y s_x con s_y.

Tamaño de muestra n	K_n	Tamaño de muestra n	K_n	Tamaño de muestra n	K_n	Tamaño de muestra n	K_n
10	2.036	24	2.467	38	2.661	60	2.837
11	2.088	25	2.486	39	2.671	65	2.866
12	2.134	26	2.502	40	2.682	70	2.893
13	2.175	27	2.519	41	2.692	75	2.917
14	2.213	28	2.534	42	2.700	80	2.940
15	2.247	29	2.549	43	2.710	85	2.961
16	2.279	30	2.563	44	2.719	90	2.981
17	2.309	31	2.577	45	2.727	95	3.000
18	2.335	32	2.591	46	2.736	100	3.017
19	2.361	33	2.604	47	2.744	110	3.049
20	2.385	34	2.616	48	2.753	120	3.078
21	2.408	35	2.628	49	2.760	130	3.104
22	2.429	36	2.639	50	2.768	140	3.129
23	2.448	37	2.650	55	2.804		

Tabla 1. Valores de K_n para la prueba de datos dudosos para un nivel de significancia del 10% para la distribución normal. Fuente: U. S. Water Resources Council, 1981.

La forma de proceder luego de aplicar esta prueba es la siguiente: si se encuentran uno o más datos atípicos es necesario eliminarlos ya que, como se mencionó anteriormente, pueden generar una gran variación en los parámetros que se estiman para las distribuciones de probabilidad; una vez eliminados, se procede a aplicar la prueba nuevamente y, en esta oportunidad, si vuelven a aparecer datos dudosos, se procede a descartar la serie, mientras que, si no aparece ningún otro dato atípico, se prosigue a aplicar las demás pruebas estadísticas.

Prueba de Independencia

La prueba de independencia se realiza con el objetivo de probar si lo datos fueron generados de forma aleatoria, que uno no dependa de uno anterior o posterior. Una de las pruebas más utilizadas es la de Anderson que, para una serie de datos $(x_1, x_2, \dots, x_n)$, utiliza el coeficiente de autocorrelación serial $\left(r_k^j\right)$ para cada tiempo de retraso (k):

$$r_k = \frac{\sum_{i=1}^{n-k}(x_i - \bar{x})\,(x_{i+k} - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2} \tag{2.14}$$

Para $k = 1, 2, \dots, \frac{n}{3}$ y $\bar{x} = \sum_{i=1}^{n} \frac{x_i}{n}$.

Los límites de confianza para r_k van a depender de la variable normal estándar crítica (z_α) para el nivel de significancia α según:

$$r_{k,\alpha} = \frac{-1 \pm z_\alpha \sqrt{n-k-1}}{n-k} \tag{2.15}$$

La serie será independiente si no más del 10% de los valores r_k sobrepasa los límites de confianza.

Una vez que se aplica esta prueba se analizan los resultados y, en caso de que la serie analizada resulte independiente, se prosigue a aplicar el resto de las pruebas, caso contrario, es necesario descartar la serie por no verificar la hipótesis de independencia.

Prueba de Estacionariedad

Otra de las pruebas consiste en probar la hipótesis nula de que la serie no tenga una tendencia. Esto se puede realizar con la prueba de tendencia de Mann-Kendall.

Primero, con la serie ordenada cronológicamente, se cuantifica, para cada dato (i), cuántos son superiores $\big(s(i)\big)$ y cuantos son inferiores $\big(t(i)\big)$. Sumándolos se obtiene:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} s(i) \tag{2.16}$$

$$T = \sum_{i=1}^{n-1} t(i) \tag{2.17}$$

Con estos se calcula el índice $I = S - T$ y este debe, para un tamaño de la muestra menor a 10, ser menor que un valor crítico tabulado en función del nivel de significancia.

Para los casos en que se tenga un tamaño muestral mayor a 10, el valor del índice se aproxima a una distribución normal, por lo que se reemplaza por otro (K) tal que:

$$K = \frac{I - 1}{\sigma} \qquad para\ I > 0$$

$$K = 0 \qquad para\ I = 0$$

$$K = \frac{I + 1}{\sigma} \qquad para\ I < 0$$

Donde:

$$\sigma^2 = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18} \tag{2.18}$$

Los valores críticos de K son los mismo que para una distribución normal en función del nivel de significancia.

Aquellas series que no verifiquen la hipótesis de estacionariedad serán descartadas, mientras que aquellas que si verifiquen la hipótesis seguirán siendo analizadas.

Prueba de Homogeneidad

La homogeneidad se refiere a si la media de un subconjunto de una serie de datos comparado con otro subconjunto de esta difiere significativamente. La prueba que se utiliza es la desarrollada por Wilcoxon y es del tipo no paramétrica.

Para empezar la prueba, se realiza la diferencia absoluta con lo que se quiere comparar, en este caso la media. Eliminando aquellos datos cuya diferencia es cero, se realizan los rangos de menor a mayor, promediando los rangos para las diferencias que son iguales. Por ejemplo, si dos de las diferencias son 4 y los rangos para cada una resulta 5 y 6, ambas tendrían rango $5{,}5$. Luego, al rango, se le asigna el signo que tendría la diferencia y el estadístico es la suma de los rangos con este signo W.

Este estadístico tiende a estar distribuido de forma normal, y la variable normal estándar se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$z = \frac{W - \mu_W}{\sigma_W} \tag{2.19}$$

Donde:

$$\mu_W = \frac{W}{n} \tag{2.20}$$

$$\sigma_W^2 = \frac{n(n+1)(2n+1)}{6} \tag{2.21}$$

El valor n corresponde a la cantidad de rangos, teniendo en cuenta que se eliminaron las diferencias que son cero. Esta variable se compara con la crítica de la distribución normal que depende del nivel de significancia α.

Una vez aplicada esta prueba es necesario verificar si la serie es homogénea, si así resultase, se continua con el análisis estadístico, caso contrario la serie deberá eliminarse.

Cabe mencionar que el orden en que se aplican las pruebas de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad es indistinto.

VI. Análisis de estadística descriptiva.

El objetivo de la estadística descriptiva es extraer la información esencial de un conjunto de datos, describiendo una muestra de datos con un conjunto pequeño de parámetros.

El parámetro más característico de una distribución es el valor esperado ($E(x)$) que es la media de la variable aleatoria, y se calcula como:

$$E(x) = \mu = \int_{-\infty}^{\infty} x\, f(x)\, dx \tag{2.22}$$

Siendo x la variable aleatoria y $f(x)$ la función de densidad de probabilidad.

Para estimar la media de la muestra se utiliza el promedio de los valores de esta, es decir:

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \tag{2.23}$$

Siendo x_i los valores de la muestra y n la cantidad de estos.

Otros parámetros estadísticos importantes de la muestra son la varianza y la desviación estándar. La varianza se puede estimar, para la muestra, de la siguiente forma:

$$s^2 = \frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2 \tag{2.24}$$

Donde n es reemplazado por $n-1$ para evitar que sea sesgada, esto quiere decir, para que no tienda a un valor por encima o por debajo de la media.

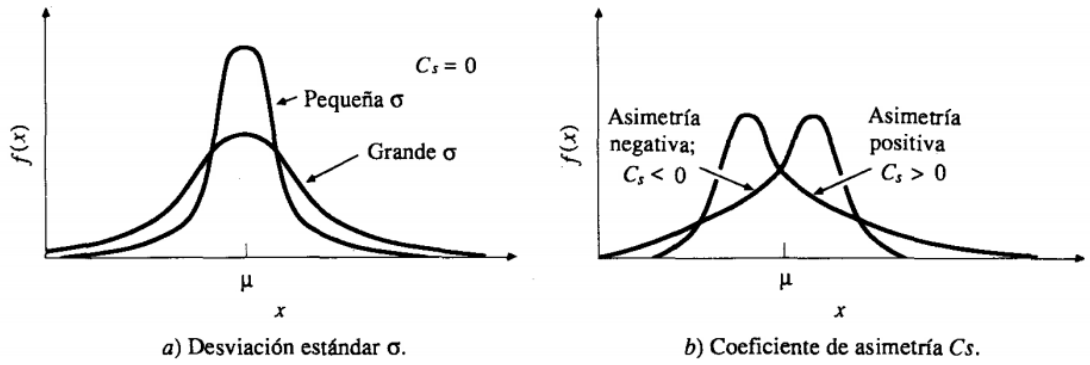
La desviación estándar (σ) es una medida de la variabilidad y se estima mediante s, es decir, la raíz cuadrada de la varianza. Una medida adimensional de esta variabilidad es el coeficiente de variación $(CV = \sigma/\mu)$ y se estima con la cantidad $s/\bar{x}$.

Por último, otro aspecto importante es la asimetría de la distribución. Esta se mide mediante el coeficiente de asimetría (γ) que se calcula con el tercer momento alrededor de la media:

$$\gamma = \frac{1}{\sigma^3} E[(x-\mu)^3] \tag{2.25}$$

Y se puede estimar de la muestra mediante:

$$C_s = \frac{n\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^3}{(n-1)(n-2)s^3} \tag{2.26}$$



a) Desviación estándar σ. *b*) Coeficiente de asimetría *Cs*.

Figura 4. Efectos en la función de densidad de probabilidad causados por cambios en la desviación estándar y en el coeficiente de simetría. Fuente: Ven Te Chow, 1994.

VII. Análisis de estadística inferencial.

En la naturaleza, la mayoría de los fenómenos hidrológicos constituyen procesos aleatorios y dado que la planificación y el diseño están basados en eventos futuros, cuya magnitud y tiempo de ocurrencia no pueden predecirse, se debe recurrir al estudio de las probabilidades o frecuencias con que un determinado evento puede ser igualado o excedido.

La estadística inferencial es la parte de la estadística que estudia grandes conjuntos, las poblaciones, a través de una pequeña parte, las muestras. Entonces, una vez analizada la muestra, se proyectan las conclusiones a la población, por lo que la calidad del estudio depende de la calidad de la muestra.

Para representar a la población se utiliza una variable aleatoria que tiene una determinada función de distribución de probabilidad (FDP). Dependiendo del conocimiento que se tenga sobre esta se distinguen dos tipos de inferencia, la paramétrica y la no paramétrica. En la primera se sabe cuál es la distribución que representa a la población, por lo que solo basta con calcular los parámetros. En la segunda no se sabe, por lo tanto, se deben estimar los parámetros siguiendo una serie de procedimientos.

Una distribución de probabilidad es una función que representa la probabilidad de ocurrencia de una variable aleatoria. Mediante un ajuste de una distribución de un conjunto de datos hidrológicos, una gran cantidad de información estadística de la muestra puede resumirse en forma compacta en la función y en sus parámetros asociados.

Teniendo la cantidad de observaciones de una muestra (n) extraídas de la misma distribución, se puede formar un histograma de frecuencia. Este consiste en una gráfica de barras donde cada una contiene la cantidad de observaciones que se encuentra en el intervalo (n_i). El ancho de estos debe ser lo más pequeño posible y contener la mayor cantidad de observaciones para que la variación del histograma sea suave. La función de frecuencia relativa (f_s), que es una estimación de la probabilidad que la variable aleatoria caiga en el intervalo, se calcula de la siguiente forma:

$$f_s(x_i) = \frac{n_i}{n} \tag{2.27}$$

La suma de estas hasta un punto es la función de frecuencia acumulada (F_s), que, como el anterior, es una estimación de la probabilidad acumulada:

$$F_s(x_i) = \sum_{j=1}^{i} f_s(x_j) \tag{2.28}$$

Estos son estimativos basados en la muestra, para hallar las funciones correspondientes a la población se aproximan como límites para $n \to \infty$ y $\Delta x \to 0$. Así se puede obtener la función de densidad de probabilidad (f) y la función de distribución de probabilidad (F), siendo:

$$f(x) = \frac{dF(x)}{dx} \tag{2.29}$$

Por lo tanto, la función de probabilidad acumulada es, para la variable de integración u:

$$P(X \leq x) = F(x) = \int_{-\infty}^{x} f(u)\, du \tag{2.30}$$

La magnitud x_T de un evento hidrológico extremo puede representarse como la media μ más una desviación Δx_T de la variable con respecto a la media:

$$x_T = \mu + \Delta x_T \tag{2.31}$$

Esta desviación puede calcularse como el producto entre la desviación estándar σ y el factor de frecuencia K_T, este es función del periodo de retorno T y el tipo de distribución de probabilidad que se analiza. De la ecuación (2.31):

$$x_T = \mu + K_T \sigma \tag{2.32}$$

Que se aproxima como:

$$x_T = \bar{x} + K_T s \tag{2.33}$$

O reemplazando x por $y = \log x$ para las distribuciones logarítmicas.

Al tratarse de una variable aleatoria a la que se ajusta una distribución de probabilidad, es muy probable que no se obtenga precisamente el valor calculado. Por esto se presenta un intervalo de confianza que depende del nivel de significancia (α) que se utilice. Este valor tiene en cuenta la confianza que se tiene en el procedimiento utilizado

para estimar los parámetros. Por ejemplo, cuando $\alpha = 0.05$ significa que se tiene un 90% de confianza en el método empleado.

Mediante el error estándar del estimativo (s_e) y del nivel de significancia se puede lograr saber los límites de confianza superior (U) e inferior (L):

$$y_T^U = y_T + s_e z_\alpha \tag{2.34}$$

$$y_T^L = y_T - s_e z_\alpha \tag{2.35}$$

Otra forma utilizada para calcular el intervalo de confianza es la siguiente:

$$y_T^U = \bar{y} + s_y K_{T,\alpha}^U \tag{2.36}$$

$$y_T^L = \bar{y} - s_y K_{T,\alpha}^L \tag{2.37}$$

Donde s_y es la desviación estándar de la muestra y, $K_{T,\alpha}^U$ y $K_{T,\alpha}^L$ son factores de frecuencia para α y T.

La estimación de las características de la población se realiza a partir de la determinación o ajuste de la función de distribución de probabilidad por métodos empíricos y/o teóricos.

Funciones de distribución de probabilidad empíricas para las variables hidrológicas

Existen varias funciones de distribución de probabilidad empíricas históricamente utilizadas. Una de ellas es la de Weibull (1951), que estableció una función de distribución de probabilidad empírica en la que la probabilidad de ocurrencia de un evento dado se corresponde con la siguiente expresión:

$$p = \frac{m}{N+1} \tag{2.38}$$

Donde N corresponde al número total de datos de una serie y m representa el número de orden de la serie ordenada en forma creciente. Si analizamos la ecuación anteriormente mostrada, se observa que la función empírica de Weibull asigna una probabilidad de ocurrencia igual a $1/(N+1)$ al mayor de los datos históricos y $N/(N+1)$ al menor. Por otra parte, se llama probabilidad de no excedencia o no ocurrencia a $1-p$.

Funciones de distribución de probabilidad teóricas para las variables hidrológicas

Distribución Lognormal

La variable aleatoria X estará distribuida en forma lognormal si $Y = \log X$ está distribuida en forma normal. Esta se ha comprobado que da un muy buen resultado para un gran número de variables hidrológicas. Las ventajas de utilizarla son que se limita solo a los $X > 0$ y que reduce la asimetría positiva a la que tienden estas variables debido a que el logaritmo disminuye en mayor proporción a los valores altos. Las desventajas son que solo utiliza dos parámetros y que $\log X$ debe ser simétrico alrededor de la media. La función de densidad de probabilidad es:

$$f(x) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(y-\mu_y)^2}{2\sigma_y^2}} \quad (2.39)$$

Caamaño Nelli y García (1997) dedujeron la ecuación que permite reemplazar factor de frecuencia normal por período de retorno, en este caso para lognormal es la siguiente:

$$K_T = 2.584458\,(\ln T)^{3/8} - 2.252573 \quad (2.40)$$

El error estándar para la distribución lognormal se puede estimar como:

$$s_e = \frac{s}{\sqrt{n}}\sqrt{1 + \frac{K_T^2}{2}} \quad (2.41)$$

Donde s es la desviación estándar de la población estimada, n la cantidad de datos en la muestra y K_T es el factor de frecuencia para la distribución lognormal.

Distribución de valor extremo

Los valores extremos son los máximos o mínimos de un conjunto de datos. Estos se pueden representar con alguna de las distribuciones de valor extremo de tipo I, II y III. Jenkinson (1955) demostró que estas son casos especiales de la distribución de Valor Extremo General (GEV, General Extreme Value, por sus siglas en inglés). Su función de densidad de probabilidad es:

$$f(x) = e^{-\left(1-k\frac{x-u}{\alpha}\right)^{1/k}} \left(1 - k\frac{x-u}{\alpha}\right)^{1/k-1} \quad (2.42)$$

Siendo k, u y α parámetros a determinar.

Para la distribución de Valor Extremo Generalizado (GEV) se obtiene K_T utilizando $F(x) = \frac{T-1}{T}$ de tal forma que:

$$K_T = 1 - \left(\ln\left(\frac{T-1}{T}\right)\right)^k \quad (2.43)$$

Donde k es uno de los parámetros de la distribución.

Distribución de valor extremo tipo I o Gumbel

En función de la distribución anterior, cuando $k = 0$ se obtiene la distribución de valor extremo tipo I que desarrolló Gumbel (1941), cuya función de densidad de probabilidad es:

$$f(x) = \frac{1}{\alpha} e^{\left[-\frac{x-u}{\alpha} - e^{\left(-\frac{x-u}{\alpha}\right)}\right]} \quad (2.44)$$

Para $-\infty < x < \infty$.

Y para la distribución de Valor Extremo tipo I o Gumbel, Chow (1953) dedujo la siguiente expresión:

$$K_T = -\frac{\sqrt{6}}{\pi}\left[0.5772 + \ln\left(\ln\frac{T}{T-1}\right)\right] \quad (2.45)$$

Este es un caso específico de la distribución GEV.

Al igual que para la distribución lognormal, se utiliza el error estándar para estimar los límites de confianza:

$$s_e = \frac{s}{\sqrt{n}}\sqrt{1 + 1.1396\,K_T + 1.1\,K_T^2} \quad (2.46)$$

Donde s y K_T son las variables mencionadas anteriormente, pero para esta distribución. Hay que destacar que no se utiliza $y = \log x$ en este caso.

Distribución Log-Pearson tipo III

La variable aleatoria X estará distribuida en forma log-Pearson tipo III si $Y = \log X$ está distribuida en forma Pearson tipo III. Es una variable de la distribución de Pearson tipo III, utilizada debido a la asimetría positiva que tiene la muestra, logrando reducirla con el logaritmo. La función de densidad de probabilidad es:

$$f(x) = \frac{\lambda^\beta (y-\epsilon)^{\beta-1} e^{-\lambda(y-\epsilon)}}{x\,\Gamma(\beta)} \quad (2.47)$$

Donde λ, β y ϵ son los tres parámetros por estimar y $\Gamma(\beta)$ es la función gamma, siendo $\Gamma(\beta) = (\beta-1)!$.

Para la distribución log-Pearson tipo III, con el cambio de variable $y = \log x$, se estima el coeficiente de asimetría (C_s). Luego se calcula K_T mediante la ecuación que formuló Kite (1977), que utiliza la variable normal estándar z y $k = C_s/6$:

$$K_T = z + (z^2-1)k + \frac{1}{3}(z^3-6z)k^2 - (z^2-1)k^3 + zk^4 + \frac{1}{3}k^5 \quad (2.48)$$

Donde:

$$z = w - \frac{2.515517 + 0.802853\,w + 0.010328\,w^2}{1 + 1.432788\,w + 0.189269\,w^2 + 0.001308\,w^3} \quad (2.49)$$

Para:

$$w = \sqrt{\ln\left(\frac{1}{p^2}\right)} \quad (2.50)$$

El valor p tiene que ser tal que $0 < p \leq 0.5$, caso contrario se debe sustituir p por $1-p$ y se le asigna un sigo negativo a z.

Los factores de frecuencia para los límites se calculan de la siguiente forma, según corresponda:

$$K_{T,\alpha}^{U} = \frac{K_T + \sqrt{K_T^2 - ab}}{a} \quad (2.51)$$

$$K_{T,\alpha}^{L} = \frac{K_T - \sqrt{K_T^2 - ab}}{a} \quad (2.52)$$

Donde:

$$a = 1 - \frac{z_\alpha^2}{2(n-1)} \quad (2.53)$$

$$b = K_T^2 - \frac{z_\alpha^2}{n} \quad (2.54)$$

Siendo K_T el factor de frecuencia correspondiente a la distribución log-Pearson tipo III y z_α la variable normal estándar crítica para el nivel de significancia α.

Para ajustar una distribución de probabilidad teórica es necesario estimar los parámetros de esta, esto puede hacerse mediante el Método de los Momentos y/o el Método de la Máxima Verosimilitud, los cuales se detallan a continuación.

Método de los momentos

Fue desarrollado por Karl Pearson en 1902. Mediante la frecuencia relativa de cada valor se calcula el momento con respecto al origen $(x = 0)$.

El primer momento es la media y se calcula como:

$$\bar{x} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i \; ; \; \mu = \int_{-\infty}^{\infty} x\, f(x)\, dx \quad (2.55)$$

Siendo x_i el brazo de palanca de $1/n$.

De la misma forma, el segundo momento, pero esta vez centralizado en la media, es la varianza:

$$\sigma^2 = E[(x-\mu)^2] \quad (2.56)$$

Y el tercer momento centralizado, pero estandarizado:

$$\gamma = \frac{1}{\sigma^3} E[(x-\mu)^3] \quad (2.57)$$

Método de la máxima verosimilitud

Desarrollado por R. A. Fisher en 1922, se basa en que el mejor valor de un parámetro debería ser el que maximizara la probabilidad conjunta de ocurrencia de la muestra observada. Si se tiene una muestra de variables independientes y provenientes de la misma distribución $(x_1, x_2, \dots, x_n)$, se tiene también la función de densidad de probabilidad (f) y la probabilidad de ocurrencia es $f(x_i)dx$ para intervalos dx. Como son independientes la probabilidad conjunta es el producto de todas ellas y, como dx es fijo, maximizarla significa maximizar la función de verosimilitud (L):

$$L = \prod_{i=1}^{n} f(x_i) \tag{2.58}$$

Como muchas funciones de densidad de probabilidad son exponenciales, se suele trabajar con el logaritmo:

$$\ln L = \sum_{i=1}^{n} \ln[f(x_i)] \tag{2.59}$$

Comparando ambos métodos, la estimación de los parámetros por máxima verosimilitud es más eficiente, pero para algunas distribuciones no se encuentra solución analítica por lo que se necesita maximizar numéricamente, complicando el proceso. Por este motivo, la estimación por el método de los momentos es más fácil de aplicar y más práctico.

Una vez ajustadas diferentes distribuciones de probabilidad, es necesario determinar cuál es la que mejor representa a la población de la variable en análisis. Para esto existen pruebas denominadas Pruebas de Bondad de Ajuste.

Pruebas de la Bondad del Ajuste

Las dos pruebas de bondad del ajuste que se utilizan en este trabajo son la de X^2 y el Error Estándar del Ajuste, estas se describen a continuación:

Prueba X^2:

Es una prueba no paramétrica que mide la diferencia entre una distribución observada y otra teórica. Con la variable de la muestra dividida en intervalos, se calcula la frecuencia relativa $f_s(x_i) = n_i/n$, luego se tiene la función de probabilidad incrementada $p(x_i) = F(x_i) - F(x_{i-1})$, con m intervalos y n variables, el estadísticos de la prueba se calcula como:

$$\mathrm{X}^2 = n \sum_{i=1}^{m} \frac{\left(f(x_i) - p(x_i)\right)^2}{p(x_i)} \tag{2.60}$$

Para describir la prueba es necesaria la distribución de probabilidad X^2 con $\nu = m - p - 1$ grados de libertad, siendo p la cantidad de parámetros que utiliza la distribución de la cual se quiere probar su ajuste. Los valores críticos del estadístico están tabulados en varios textos en función de ν y del nivel de significancia (α). Este valor se calcula mediante las variables aleatorias normales estándar independientes z_i:

$$\mathrm{X}_\nu^2 = \sum_{i=1}^{\nu} z_i^2 \tag{2.61}$$

Para saber que tan bien ajusta una distribución a la muestra con respecto a otra, se comparan los valores "p" obtenidos mediante el estadístico X^2. El que más cerca esté a la unidad será la distribución que mejor ajusta.

Error Estándar del Ajuste (EEA):

Es una medida de la diferencia entre el valor estimado o distribución $(\hat{x}_i)$ y el valor observado o de la muestra (x_i). Se calcula como la raíz cuadrada del error cuadrático

medio, siendo este el segundo momento de la diferencia entre los valores mencionados. Siendo n valores a comparar y g grados de libertad:

$$EEA = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(\hat{x_i} - x_i)^2}{n - g}} \tag{2.62}$$

Para saber que tan bien ajusta una distribución a la muestra con respecto a otra, se comparan sus EEA y el que sea menor será la distribución que mejor ajusta.

Es importante destacar que, cuando se generan curvas idT, la FDP que se ajusta a todas las series de las diferentes duraciones analizadas debe ser la misma, de manera tal de no mezclar diferentes FDP en la curva idT final. Debido a esto, y a que García (1994), en su informe llamado "Regionalización de Precipitaciones Máximas Diarias en la provincia de Córdoba", encontró que la función de distribución de probabilidad capaz de caracterizar la pluviometría de todo el territorio de la provincia es la FDP LogNormal, es que se decide ajustar esta última función a las diferentes series analizadas, verificando que las FDP que mejor ajusten se encuentren dentro del intervalo de confianza de la LogNormal.

Una vez definida la función de distribución de probabilidad óptima para caracterizar la población, se estiman los valores de las variables para distintas probabilidades de ocurrencia o períodos de retorno.

Luego de terminar el análisis para series de PMDA de realiza para duraciones mayores a la diaria (de 1 a 7 y 15 días) para generar los puntos idT.

2.3.2 Ajustes de modelos matemáticos a los puntos idT

Como se mencionó al inicio del capítulo, el Análisis de Frecuencia permite obtener puntos idT, luego, se busca representar la relación entre estas tres variables como una superficie continua y para esto se utilizan diferentes ecuaciones matemáticas que han sido desarrolladas, como el Método de Sherman o el Modelo DIT, los cuales se explican en los siguientes puntos.

2.3.2.1. Método de Sherman

La fórmula empírica planteada por Sherman (1931) para Boston es hoy utilizada ampliamente, por la flexibilidad que le otorgan sus cuatro parámetros:

$$i_{d,T} = \frac{K\,T^m}{(d + c)^n} \tag{2.63}$$

Donde $i_{d,T}$ es la intensidad de la mayor lluvia de duración d que tiene un periodo de retorno de T años. K, m, n se determinan por regresión lineal múltiple con la versión logarítmica de la función. El otro parámetro, c, el que más evidencia la falta de sentido físico, es un término de corrección clásico, obtenido por aproximaciones sucesivas hasta optimizar el coeficiente de correlación.

Las ventajas de este modelo son, justamente, su operatividad analítica y el incluir desde un principio las tres variables. Su principal objeción es que carece de soporte conceptual, imposibilitando la interpretación física de los parámetros.

2.3.2.2. Modelo DIT

La intensidad media de lluvia $(i_{d,T})$ se define como el cociente entre la altura de la lámina de agua $(h_{d,T})$ y la duración de la precipitación (d). $h_{d,T}$, dependiente de la duración y el periodo de retorno, se puede expresar como la altura de la lámina de agua diaria para un cierto periodo de retorno (h_T) por un factor de proporcionalidad $(R_{d,T})$ por lo que:

$$i_{d,T} = \frac{R_{d,T}\ h_T\ 60}{d} \tag{2.64}$$

Que es igual a:

$$\ln i_{d,T} = \ln R_{d,T} + \ln h_T + \ln 60 - \ln d \tag{2.65}$$

Asumiendo que la distribución de las láminas de lluvia máximas de una cierta duración proviene de una función de distribución lognormal, según la ecuación (2.33), para $y = \ln x$:

$$y = \mu_y + K_T\ \sigma_y \tag{2.66}$$

Siendo μ_y la media de los logaritmos de x y σ_y su desviación estándar.

K_T es el factor de frecuencia de la distribución lognormal para el periodo de retorno T y se obtiene según la ecuación (2.40).

Para poder aplicar el modelo es necesario asumir que la probabilidad de ocurrencia de máximos anuales de láminas de lluvia sigue la distribución lognormal, cualquiera sea su duración, por lo tanto, según se dijo anteriormente:

$$\log h_{d,T} = \mu_d + K_T\ \sigma_d \tag{2.67}$$

$$\log h_T = \mu + K_T\ \sigma \tag{2.68}$$

Siendo μ_d y μ las medias de los logaritmos de las láminas de duración d y 1 día y σ_d y σ las desviaciones estándar.

Definiendo que $\Delta\mu = \mu_d - \mu$ y que $\Delta\sigma = \sigma_d - \sigma$ resulta:

$$\ln R_{d,T} = \Delta\mu + \Delta\sigma\ K_T \tag{2.69}$$

Reemplazando las ecuaciones (2.68) y (2.69) en (2.65):

$$\ln i_{d,T} = \Delta\mu + \Delta\sigma\ K_T + \mu + K_T\ \sigma + \ln 60 - \ln d \tag{2.70}$$

Esta ecuación se cumple independientemente de la función de distribución de probabilidad, pero hay que reemplazar la ecuación (2.40) por la que corresponda.

Si en la zona representada por un pluviógrafo se supone que $R_{d,T}$ es constante, se puede sustituir los valores de μ y σ del puesto base en cada una, para incorporar las características locales de la lluvia. Se conocen valores de $\Delta\mu$ y $\Delta\sigma$ para persistencias de lluvia prefijadas, pero no su variación con d. O sea que la ecuación (2.70) representa, en realidad, una familia de distribuciones normales, no una superficie i-d-T tridimensional continua. Con el objeto de obtener una función continua, se efectuaron ensayos de donde resulta:

$$\ln i_{d,T} = A\,K_T - B\,\delta_y + C \tag{2.71}$$

Donde δ_y es la función de la duración:

$$\delta_y = (\ln d)^q \tag{2.72}$$

Los parámetros de este algoritmo, llamado DIT de aquí en adelante, son A, B, C y el exponente q de la ecuación (2.72). Igual número de parámetros tiene la expresión (2.63) de Sherman, cuyo ajuste sobre intensidades extraídas de la distribución óptima para cada duración se simboliza en adelante S/D (Sherman/Distribución óptima). Se asume que éste es el mejor estimador preexistente, contra el cual se debe comparar el desempeño de DIT en casos reales. A diferencia de S/D, DIT asume comportamiento lognormal y, en consecuencia, se calibra siempre sobre ternas idT extraídas de distribuciones lognormales de las duraciones que se adopten.

Su principal virtud es incorporar la duración de lluvia en forma analítica, porque confiere sentido conceptual a sus parámetros, identifica componentes locales de la relación y permite transponerla de manera flexible, objetiva y simple a cada nodo de la red pluviométrica en zonas homogéneas. Aplicado en las estaciones base de las siete zonas que abarca la Provincia de Córdoba, Argentina, DIT demostró, para los casos con distribución probabilística lognormal de la intensidad, mayor representatividad que el más elaborado de los procedimientos convencionales (Caamaño y Daaso, 2003).

En el presente trabajo se utiliza el modelo DIT para estimar las curvas idT futuras.

2.4 BASES DE DATOS UTILIZADAS EN ESTE TRABAJO

2.4.1 Bases de datos de estaciones terrenas

Las bases de datos utilizadas para obtener la información de estaciones terrenas son: del Servicio Meteorológico Nacional para la estación *Córdoba Observatorio*; y la base de datos Hidrológica Integrada de la Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación para la estación *El Durazno*.

2.4.2 Base de datos de GCMs

En el año 2015 se realizó el Proyecto Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, cuyo informe lo realizó el Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA).

Su principal objetivo fue evaluar las tendencias del clima desde la segunda mitad del siglo XX y proyectarlo para el siglo XXI bajo la influencia de distintos escenarios de emisión de gases de invernadero. El segundo objetivo fue presentar la documentación y la base de datos sobre el Proyecto permitiendo su accesibilidad por Internet.

El territorio de se dividió en cuatro regiones (Húmeda, Centro, Andina y Patagónica) y se presentaron dos horizontes temporales: el futuro cercano (2015-2039) y el lejano (2075-2099). Los resultados que se buscaron son temperaturas media, mínima y máxima y precipitación. Esta última es la que interesa en este trabajo.

Figura 5. Regiones consideradas: Húmeda (1), Centro (2), Andes (3) y Patagonia, Antártida e Islas del Atlántico Sur (4). Fuente: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2014.

Los resultados de los modelos climáticos de más alta resolución (MCR) se presentan para el escenario de emisiones de gases de efecto invernadero llamado A1B, que es entre moderado y alto. Los modelos que utilizan este escenario son el HadCM3, el MRI-JMA y el REMO-ECHAM5.

Para los modelos climáticos globales (MCGs) o GCMs se utilizaron dos escenarios representativos de trayectorias de concentración (RCP), el RCP 4.5 y el RCP 8.5. Los correspondientes modelos son el CCSM4, el CMCC-CM, el CNRM-CM, el CSIRO-Mk3.6, el GFDL-ESM2G, el IPSL-CM5A-MR, el MPI-ESM-LR, el MRI-CGCM3 y el NorESM1-M.

A continuación, se realiza una breve descripción de los modelos utilizados.

- *Community Climate System Model versión 4.0 (CCSM4):*

Proyecto cooperativo entre investigadores climáticos de Estados Unidos. Con los aportes principalmente de la National Science Foundation (NSF) y ubicado en el National Center for Atmospheric Research (NCAR) en Boulder, Colorado. También tiene colaboraciones del U.S. Department of Energy y el National Aeronautics and Space Administration.

Consiste en cinco modelos geofísicos. El atmosférico, Community Atmosphere Model (CAM), desarrollado del modelo NCAR CCM3. El de suelo, Community Land Model (CLM), resultado de la colaboración de la Climate and Global Dynamics Division de NCAR con el grupo de trabajo del CCSM. El oceánico, extensión del Parallel Ocean Program (POP) versión 2 de Los Alamos National Laboratory (LANL). El de hielo oceánico, extensión del modelo del LANL con la colaboración del grupo de trabajo polar del CCSM. Y uno de hielo continental. Son acoplados por un software de ingeniería del NCAR.

- *Modelo Climático desarrollado por el Centro Euro-Mediterraneo sui Cambiamenti Climatici (CMCC-CM):*

Es financiado por el Ministerio de Ambiente y de Cuidado del Territorio (MATT) de Italia. Está compuesto por el modelo oceánico OPA 8.2 con una resolución horizontal de $2º \times 2º$, en su configuración global ORCA2, que también posee un modelo para la

dinámica y termodinámica del hielo oceánico. El modelo atmosférico que utiliza es el ECHAM5 que tiene una resolución de $0.75º \times 0.75º$. La comunicación entre ambos modelos se realiza mediante el Ocean Atmosphere Sea Ice Soil versión 3 (OASIS3).

- *Versión 5 del Modelo Climático desarrollado por el Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée (CNRM-CM5) ubicado en Francia:*

Utiliza el modelo atmosférico ARPEGE derivado de un modelo numérico de predicción del clima desarrollado por Météo-France y el European Center for Medium-range Weather Forecast (ECMWF). Su resolución espacial es de $1.4º$ en latitud y longitud con una configuración de 31 niveles verticales. Para la superficie utiliza una interfaz llamada SURFEX que incluye tres esquemas, superficie continental, de lagos y de océanos.

El modelo oceánico está basado en el Nucleus for European Modelling of the Ocean (NEMO) versión 3.2. La configuración utilizada es la ORCA de con una resolución de $1º$ y 42 niveles verticales. El modelo utilizado para el hielo oceánico es el GELATO versión 5, utiliza la misma resolución que el modelo anterior. Todos estos modelos son acoplados con la metodología OASIS versión 3.

- *Modelo Climático presentado por la Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization de Australia utilizando el Mark 3.6 (CSIRO-Mk3-6-0):*

Es un modelo acoplado atmosférico y oceánico con hielo marítimo dinámico, y también tiene un modelo de suelo y vegetación. Estos son iguales que los de la versión anterior, la 3.5, la diferencia está en la inclusión de un tratamiento para el aerosol y una actualización del esquema de radiación.

El componente atmosférico es un modelo espectral que utiliza ecuaciones de la dinámica, tiene 18 niveles verticales y una resolución horizontal de 1.875x1.875. El modelo oceánico está basado en el Modular Ocean Model versión 2.2 (MOM2.2). Cada celda del atmosférico está acoplada a dos del oceánico, cuya resolución horizontal es de 1.875°x0.9365° con 31 niveles verticales.

- *Hadley Center Coupled Model versión 3 (HadCM3):*

Desarrollado en el Reino Unido, versión ETA y MM5. La resolución del modelo atmosférico es de $2.5º$ de latitud por $3.75º$ de longitud, produciendo una grilla global de 96×73. El componente oceánico tiene 20 niveles verticales con una resolución horizontal de $1.25º \times 1.25º$. El MM5 es un modelo de la circulación atmosférica creado por NCAR y la Pennsylvania State University. El ETA es un modelo atmosférico creado en la Universidad de Belgrado.

- *Earth System Models del Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, versión que utiliza códigos dinámicos generalizados del océano (GFDL-ESM2G)*

Creado en colaboración con la Universidad de Princeton, el Departamento de Interior, entre otros. El Atmospheric Model versión 2 (AM2) usa una resolución de 2° de latitud por 2.5° de longitud en horizontal, con 24 niveles verticales. El Land Model versión 3 (LM3) representa el agua continental, la energía y los ciclos del carbono, representa también las capas de suelo, saturado y no saturado, con agua congelada, topografía, lagos, ríos, hielo de lagos, nieve, temperatura y vegetación.

El modelo oceánico utiliza el Generalized Ocean Layer Dynamics (GOLD) con una resolución de 1° horizontal que disminuye a 0.333° en el ecuador con 59 capas verticales. También se modela la dinámica y termodinámica del hielo polar y los icebergs.

- *Modelo Climático desarrollado en el Institute Pierre Simon Laplace, Francia, por un grupo especializado en estos (IPSL-CM5A-MR):*

Los componentes del modelo son: el modelo atmosférico LMDZ, el modelo oceánico NEMO con hielo y bioquímica marina, el modelo de superficie continental ORCHIDEE y el modelo de química y aerosoles INCA, acoplados mediante el módulo OASIS.

- *Earth System Model desarrollado por el Max Planck Institute for Meteorology de Alemania (MPI-ESM):*

Acopla la atmósfera, el océano y la superficie continental. Para la atmósfera utiliza el ECHAM6, un modelo de circulación general, desarrollado en el mismo instituto, y se puede configurar para varias resoluciones. El MPIOM, componente del océano y del hielo oceánico, incluye también un submodelo que simula las trazas bioquímicas en la columna de agua y en los sedimentos.

- *Versión 3 del Coupled General Circulation Model desarrollado por el Meteorological Research Institute de Japón (MRI-CGCM3):*

Este utiliza el modelo atmosférico AGCM3, que acopla la simulación del ciclo del carbono, química y aerosol, el oceánico OGCM3 incluye los procesos bioquímicos del océano con una resolución de $1º$ de longitud y $0.5º$ de latitud. El otro modelo de Japón es el creado por la Japan Meteorological Agency (MRI-JMA), que es anterior al MRI-CGCM3.

- *Norwegian Earth System Model implementado por el proyecto EarthClim de Noruega (NorESM1-M):*

Es un modelo de sistema acoplado global sobre el clima que está basado en el CCSM y el Community Earth System Model (CESM) de NCAR. La diferencia con estos es que tienen su propio modelo de química-radiación-nubes-aerosol llamado CAM4-Oslo, se utiliza un modelo oceánico coordinado mediante superficies de igual densidad (MICOM) y el modelo del ciclo del carbono del MPI (HAMOCC).

- *Aplicación del Modelo Regional REMO y del Atmosférico ECHAM versión 5 (REMO-ECHAM5):*

Ambos del Max Planck Institute for Meteorology de Hamburgo, Alemania. El modelo ECHAM es la versión 5 del que usa el modelo MPI-ESM. REMO es un modelo regional que sirve tanto para simular como para pronosticar el clima. Su resolución horizontal puede estar entre $0.1º$ y $1º$.

En los capítulos siguientes se procede a aplicar las metodologías explicadas en este capítulo.

CAPÍTULO 3: EVALUACIÓN Y CORRECCIÓN DE LA REPRESENTATIVIDAD DE LOS DATOS OBTENIDOS DE GCMS

En el capítulo anterior se explicó que el problema principal de los GCMs radica en la representatividad que hacen de la realidad, por lo tanto, en este capítulo se procederá a aplicar la metodología planteada en el punto 2.2 para evaluar, y si fuese necesario, corregir las series históricas obtenidas de GCMs, para luego llevar estas correcciones a las series futuras y poder construir curvas idT.

A continuación, se procede a desarrollar la metodología de evaluación a todas las series de GCMs históricas recopiladas en las estaciones *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*. Esta es aplicada gracias a herramientas computacionales desarrolladas para este fin.

3.1 RECOPILACIÓN DE LA INFORMACIÓN METEOROLÓGICA NECESARIA.

3.1.1 Información Pluviométrica Recopilada de Estaciones Terrenas

La serie de datos observados del periodo histórico corresponde a la estación *Córdoba Observatorio* de la provincia de Córdoba, ubicada en las coordenadas $-31.40º$ de latitud y $-64.18º$ de longitud, a una altitud de 425 metros. Los datos existentes corresponden a un periodo de 60 años desde el año 1956 hasta el año 2016.

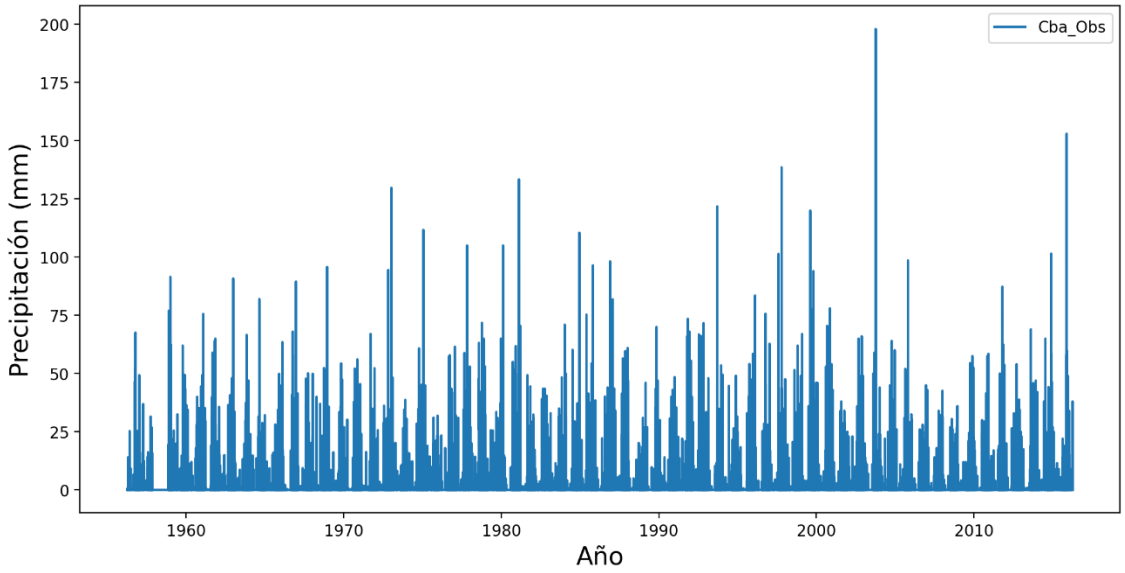


Figura 6. Precipitación acumulada diaria observada para la estación Córdoba Observatorio.

La otra estación que se analiza es la de *El Durazno*, cuyas coordenadas son $-32.23º$ de latitud y $-64.78º$ de longitud, a una altitud de 1050 metros, correspondiendo a un periodo desde el año 1958 hasta el año 2020.

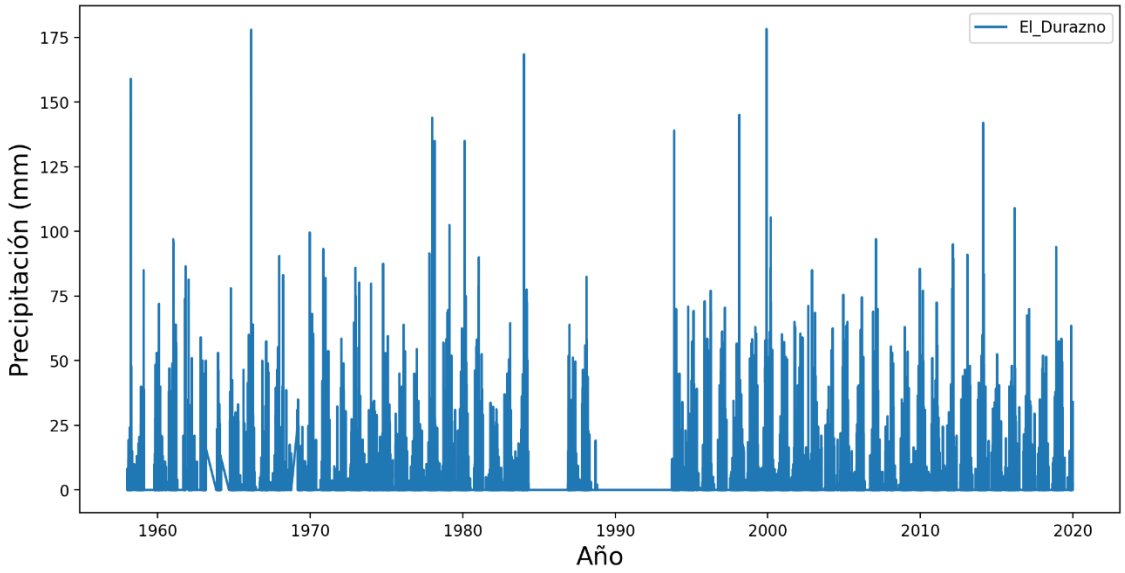


Figura 7. Precipitación acumulada diaria observada para la estación El Durazno.

3.1.2 Información Pluviométrica Recopilada de GCMs

La información se obtuvo de la base de datos antes descrita en formato Network Common Data Form (NetCDF). Es un tipo de archivo comúnmente utilizado para este tipo de información (datos científicos) porque es capaz de tener todo lo necesario en un solo fichero. Puede ser compartido para utilizarlo desde cualquier computadora. Los periodos de información sobre precipitaciones disponible para cada modelo son los siguientes:

CCSM4	1961-2010
CMCC-CM	1961-2010
CNRM-CM5	1961-2010
CSIRO-Mk3-6-0	1961-2010
ETA-HadCM3	1961-1990
GFDL-ESM2G	1961-2010
IPSL-CM5A-MR	1961-2010
MM5-HadCM3	1961-1990
MPI-ESM-LR	1961-2010
MRI-CGCM	1961-2010
MRI-JMA	1979-2003
NorESM1-M	1961-2010
REMO-ECHAM5	1961-1990

Tabla 2. Período de información sobre precipitaciones acumuladas diarias para cada GCM

Para la estación *Córdoba Observatorio* se utilizan las coordenadas $-31.25º$ de latitud y $-64.25º$ de longitud, con una región analizada de $0.5º$ de lado centrada en ese punto. En el caso de *El Durazno* se utilizan las coordenadas $-32.25º$ de latitud y $-64.75º$ de longitud, con una región de las mismas dimensiones (ver Figura 8).

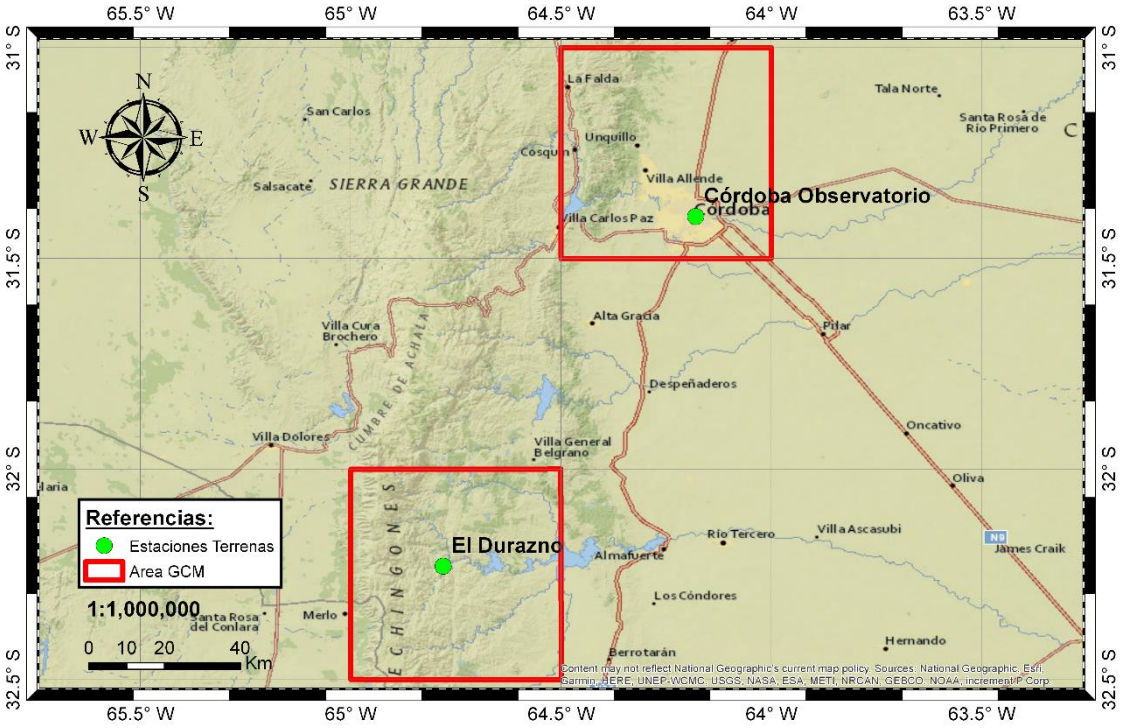


Figura 8. Ubicación de Estaciones Terrenas y Resolución de GCMs.

3.2 DETERMINACIÓN DEL AÑO HIDROLÓGICO.

Tal como se dispuso en el punto 2.2, es necesario definir el año hidrológico. Para la zona de estudio se utiliza un periodo que comienza el 1 de julio y termina el 30 de junio del año siguiente. Luego de aplicar esto se verifica que los datos máximos se encuentren centrados en este periodo para poder continuar con el análisis.

3.3 GENERACIÓN DE LAS SERIES HIDROLÓGICAS QUE SE COMPARARÁN.

Como se mencionó en el punto 2.2, la representatividad de los datos generados por GCMs se analizará comparando series de Precipitaciones Máximas Diarias Anuales (PMDA).

A continuación, se presentan las series de PMDA obtenidas en las estaciones terrenas y las obtenidas mediante series históricas de diferentes GCMs.

3.3.1 Cuantificación de la PMDA en la zona de estudio a partir de series históricas observadas

Córdoba Observatorio:

Una vez determinado el año hidrológico se obtiene la PMDA para este según la serie de la sección 3.1.1 para la estación *Córdoba Observatorio*.

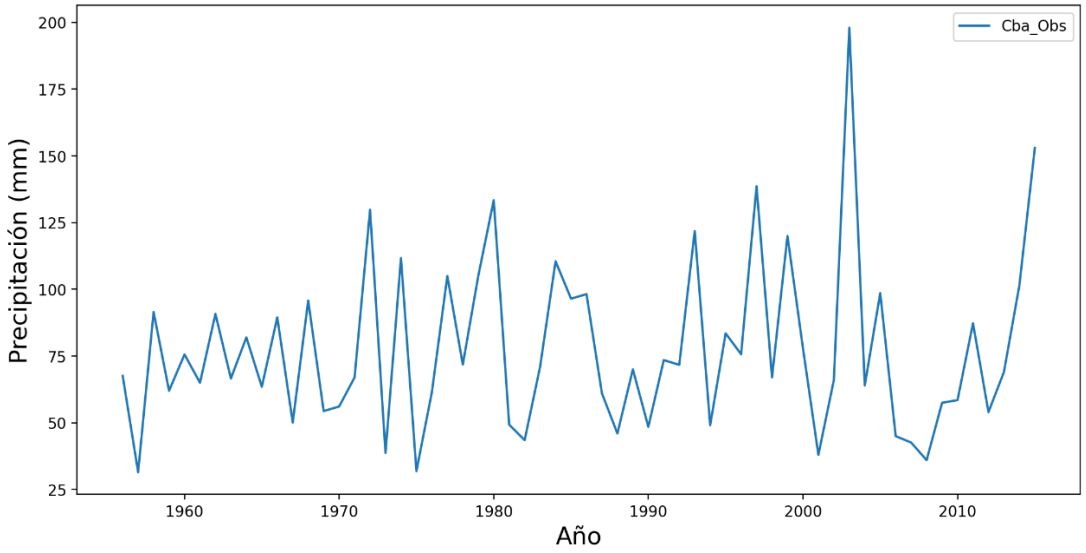


Figura 9. PMDA para la serie observada de la estación Córdoba Observatorio.

La figura anterior, permite observar que el máximo de la serie se ubica en el año 2002 y alcanza aproximadamente los 200mm. Esto último se observa en la siguiente tabla de estadística descriptiva.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
Cba_Obs	60	77,34	32,21	31,50	55,68	69,50	95,98	198,00

Tabla 3. Estadística descriptiva de la serie observada de la estación Córdoba Observatorio.

De la tabla anterior se puede confirmar lo visto en el gráfico, el valor máximo está muy próximo a los 200mm. Por otro lado, se tiene que la media de la PMDA oscila por debajo de los 80mm, menos de la mitad del valor máximo.

El Durazno:

El mismo procedimiento se realiza para la estación *El Durazno*:

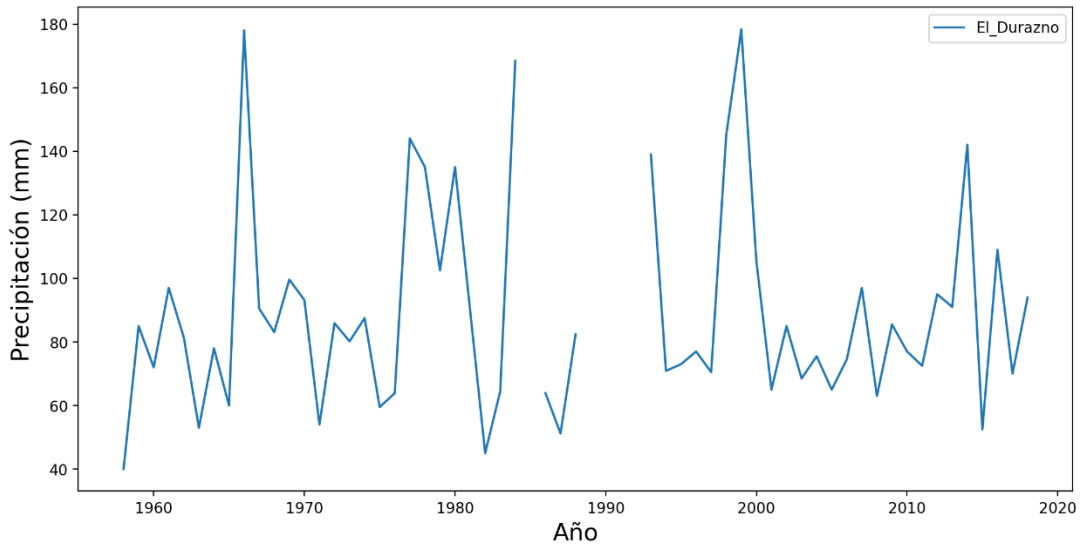


Figura 10. PMDA para la serie observada de la estación El Durazno.

La figura anterior, permite observar que el máximo de la serie se ubica alrededor del año 2000 y alcanza casi los 180mm. Esto último se observa en la siguiente tabla de estadística descriptiva.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
El_Durazno	56	88.66	32.32	40.00	67.63	81.90	97.00	178.30

Tabla 4. Estadística descriptiva de la serie observada de la estación El Durazno.

De la tabla anterior se puede confirmar lo visto en el gráfico. Por otro lado, se tiene que la media de la PMDA es aproximadamente la mitad del valor máximo

3.3.2 Cuantificación de la PMDA en la zona de estudio a partir de series obtenidas de GCM's para el periodo histórico

Córdoba Observatorio:

Se realiza el mismo procedimiento que para las series observadas, con el mismo año hidrológico considerado para estas. Obteniendo la PMDA para las series generadas por los modelos se llega a los resultados mostrados en el siguiente gráfico:

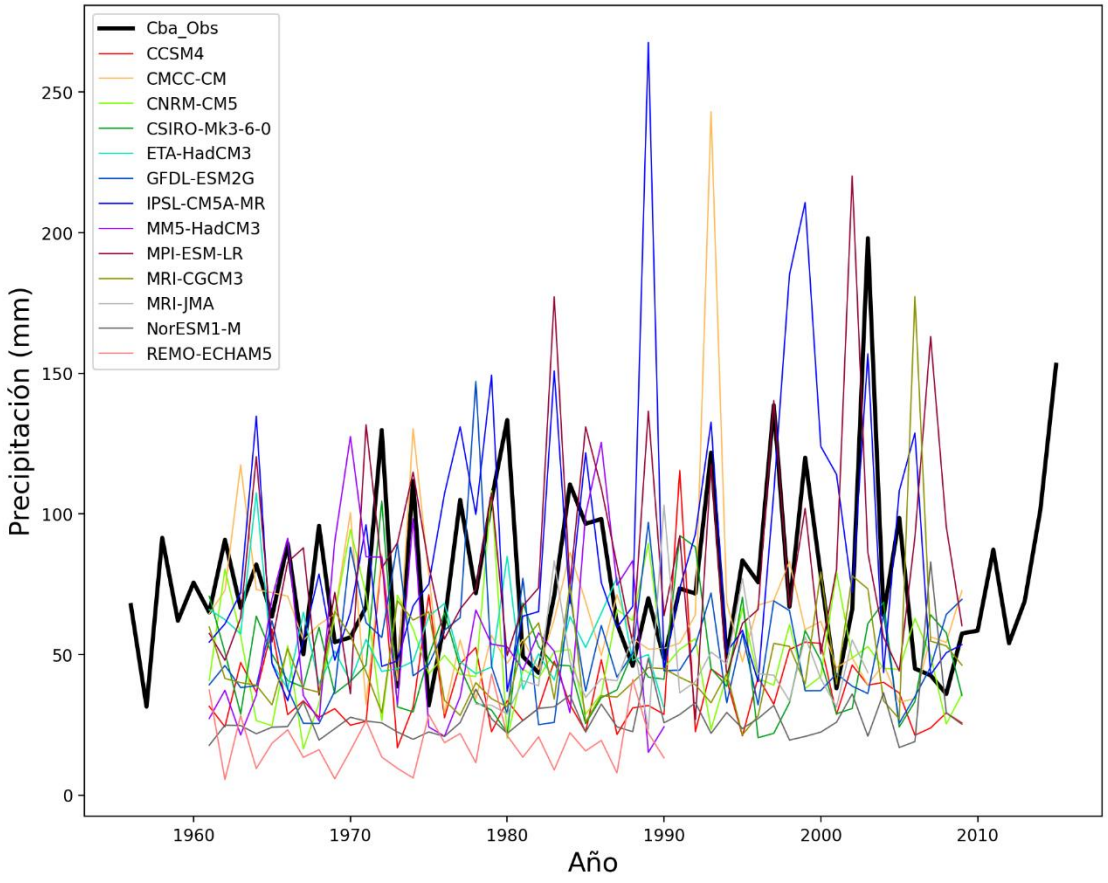


Figura 11. PMDA para las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio.

De la figura anterior, es posible observar gran variabilidad de los resultados de las simulaciones, donde algunos modelos tienden a subestimar considerablemente la PMDA, como es el caso de REMO-ECHAM5, y otros a sobreestimar considerablemente

la PMDA, como IPSL-CM5A-MR. Esto puede verificarse con la estadística descriptiva para el periodo histórico de las series generadas por los GCMs.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
Cba_Obs	60	77.34	32.21	31.50	55.68	69.50	95.98	198.00
CCSM4_historical_PR	49	37.72	17.69	16.90	26.52	31.89	46.25	115.43
CMCC-CM_historical_PR	49	65.06	32.80	29.18	48.81	58.83	71.30	243.01
CNRM-CM5_historical_PR	49	49.93	19.38	16.46	39.13	45.33	60.70	108.27
CSIRO-Mk3-6-0_historical_PR	49	46.98	18.66	20.44	33.04	45.05	58.54	104.56
ETA-HadCM3_his_PR	30	54.50	15.98	30.91	44.23	50.12	63.59	107.45
GFDL-ESM2G_historical_PR	49	51.67	22.55	25.07	37.16	45.59	63.12	147.11
IPSL-CM5A-MR_historical_PR	49	88.50	48.82	33.60	53.52	71.91	114.05	267.62
MM5-HadCM3_his_PR	30	57.34	32.11	15.23	30.07	51.98	84.33	127.47
MPI-ESM-LR_historical_PR	49	84.50	38.63	26.90	57.51	74.44	101.93	220.15
MRI-CGCM3_historical_PR	49	48.28	23.84	21.49	34.30	41.49	54.77	177.30
MRI-JMA_historical_PR	26	46.22	17.78	23.53	35.17	41.37	50.03	103.10
NorESM1-M_historical_PR	49	27.44	10.09	16.95	22.44	25.21	29.42	82.96
REMO-ECHAM5_historical_PR	30	18.65	9.87	5.54	11.97	17.32	22.17	43.08

Tabla 5. Estadística descriptiva de las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio.

A partir de la tabla, se puede verificar lo que se detecta en el gráfico, hay series cuya media están por debajo de la de los datos observados en el terreno y hay dos que están por encima. Los máximos son muy variables pero los dos últimos modelos se destacan por ser menores considerablemente, entre la mitad y un cuarto del máximo observado.

El Durazno:

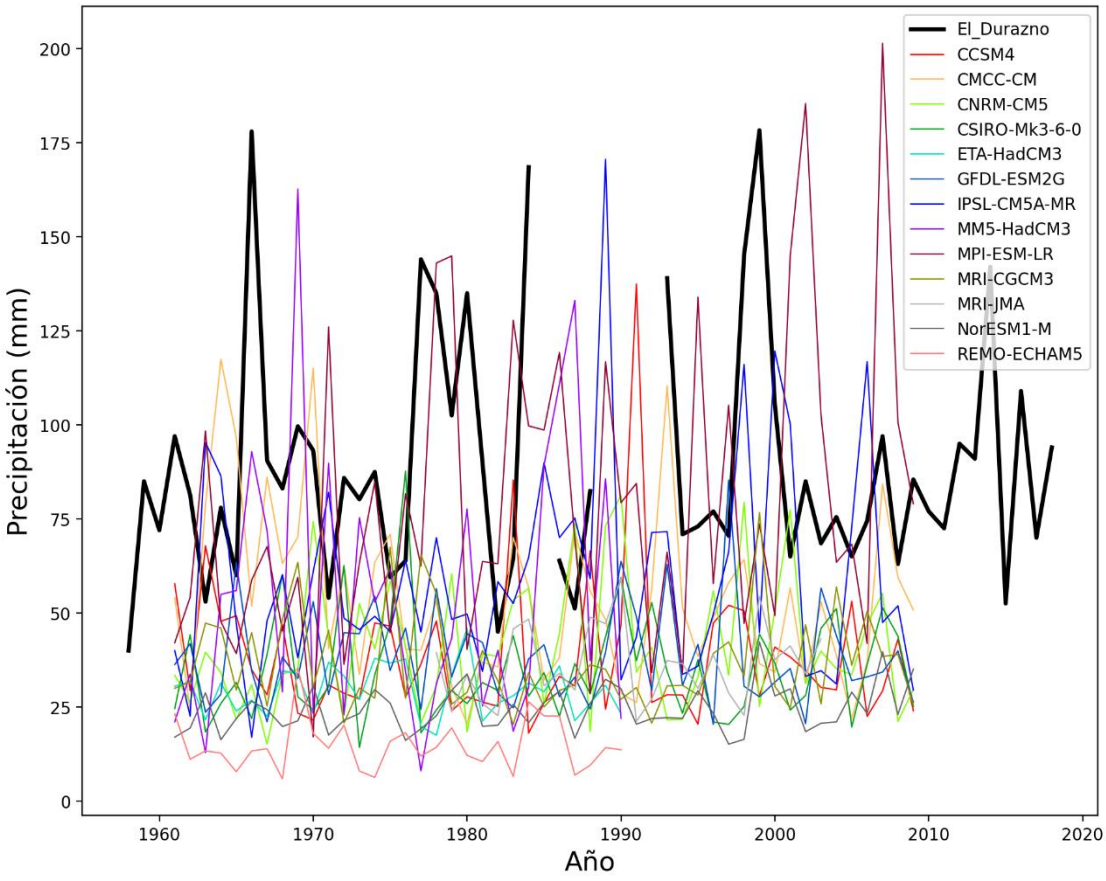


Figura 12 PMDA para las series generadas por GCMs de la estación El Durazno.

Para la estación *El Durazno* parece haber mayor dispersión aún. Los resultados de la estadística descriptiva son los siguientes:

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
El_Durazno	56	88.66	32.32	40.00	67.63	81.90	97.00	178.30
CCSM4_historical_PR	49	38.73	20.08	18.07	27.13	30.59	47.30	137.45
CMCC-CM_historical_PR	49	53.97	23.39	20.56	36.98	51.85	63.46	117.44
CNRM-CM5_historical_PR	49	40.91	17.65	15.16	29.67	35.15	52.44	81.29
CSIRO-Mk3-6-0_historical_PR	49	34.84	14.09	14.26	24.58	31.49	43.84	87.69
ETA-HadCM3_his_PR	30	29.32	6.64	17.51	23.44	29.80	33.74	45.96
GFDL-ESM2G_historical_PR	49	38.34	13.26	20.39	28.67	34.71	44.46	85.33
IPSL-CM5A-MR_historical_PR	49	60.01	29.00	16.96	43.57	49.73	71.40	170.58
MM5-HadCM3_his_PR	30	54.93	37.46	8.02	26.19	41.66	77.05	162.67
MPI-ESM-LR_historical_PR	49	79.53	40.71	17.09	47.71	67.63	100.67	201.40
MRI-CGCM3_historical_PR	49	36.87	12.99	20.39	28.18	31.69	44.77	76.69
MRI-JMA_historical_PR	26	36.23	10.19	21.21	28.92	35.27	42.68	59.23
NorESM1-M_historical_PR	49	24.35	6.09	15.14	20.17	23.04	28.95	42.31
REMO-ECHAM5_historical_PR	30	14.80	6.68	5.90	10.66	13.78	18.12	35.46

Tabla 6. Estadística descriptiva de las series generadas por GCMs de la estación El Durazno.

Se puede ver claramente cómo las medias de los modelos son inferiores a la media de los datos observados en el terreno y algunos casos con gran diferencia. De los valores máximos solo uno supera al máximo observado y, al igual que en el caso anterior, hay modelos cuyos máximos son ampliamente menores.

3.4 CUANTIFICACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE.

El método elegido para conocer cuánto es la incertidumbre sobre cada modelo es la Raíz del Error Cuadrático Medio ($RECM$), el cual se explicó en el Capítulo 2:. Los resultados para el período histórico sobre los GCMs de la estación *Córdoba Observatorio* son los siguientes:

GCM's	RECM
CCSM4_historical_PR	43.177
CMCC-CM_historical_PR	17.776
CNRM-CM5_historical_PR	31.094
CSIRO-Mk3-6-0_historical_PR	34.037
ETA-HadCM3_his_PR	30.951
GFDL-ESM2G_historical_PR	28.331
IPSL-CM5A-MR_historical_PR	19.750
MM5-HadCM3_his_PR	23.187
MPI-ESM-LR_historical_PR	9.522
MRI-CGCM3_historical_PR	32.431
MRI-JMA_historical_PR	33.514
NorESM1-M_historical_PR	55.780
REMO-ECHAM5_historical_PR	65.242

Tabla 7. Incertidumbre de las series generadas por GCMs de la estación Córdoba Observatorio.

Como se observa en la tabla los modelos MPI-ESM-LR, CMCC-CM y IPSL-CM5A-MR son los que más se aproximan a las PMDA observadas en la estación terrena, mientras que, los modelos REMO-ECHAM5, NorESM1-M y CCSM4, son los que más se diferencian.

En el caso de la estación *El Durazno* son los siguientes:

GCM's	RECM
CCSM4_historical_PR	53.452
CMCC-CM_historical_PR	36.668
CNRM-CM5_historical_PR	50.945
CSIRO-Mk3-6-0_historical_PR	57.852
ETA-HadCM3_his_PR	65.642
GFDL-ESM2G_historical_PR	54.776
IPSL-CM5A-MR_historical_PR	30.250
MM5-HadCM3_his_PR	34.703
MPI-ESM-LR_historical_PR	13.798
MRI-CGCM3_historical_PR	56.230
MRI-JMA_historical_PR	56.501
NorESM1-M_historical_PR	70.380
REMO-ECHAM5_historical_PR	79.110

Tabla 8. Incertidumbre de las series generadas por GCMs de la estación El Durazno.

De la tabla anterior se encuentra que los modelos MPI-ESM-LR, IPSL-CM5A-MR y MM5-HadCM3 son los que más se aproximan a las PMDA observadas en la estación terrena, mientras que, los modelos REMO-ECHAM5, NorESM1-M y ETA-HadCM3, son los que tienen mayor diferencia.

3.5 APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE CORRECCIÓN A LAS PMDA.

En el punto 2.2 se explicó que las series del periodo histórico se dividen en dos con el objetivo de encontrar cuál es la técnica de corrección de series generadas por GCMs que más disminuye la incertidumbre. Para cada primera mitad de las series generadas por los GCMs se obtienen los parámetros de las correcciones, estos se aplican a la segunda mitad de las series de manera tal de estimar el valor corregido para ese periodo. Según la estadística descriptiva de las series generadas por GCMs, nueve series tienen una cantidad de 49 años de datos, estas empiezan el año 1961 y terminan en el año 2009, por lo que se dividen en el año 1986 (1961-1985 y 1986-2009). Las tres series que tienen 30 años de datos comienzan en el año 1961 y terminan el año 1990, por lo que se dividen en el año 1976 (1961-1975 y 1976-1990). Por último, la serie que tiene 26 años de datos no se utiliza ya que no tiene suficientes valores para dividirla, como se explicó en la metodología del análisis de frecuencias, es necesario que las series tengan al menos una longitud de 14 datos.

Para poder comparar los resultados de cada corrección se utiliza el $RECM$, definido en el punto 2.2, aplicado sobre la función de frecuencia acumulada. A continuación, se muestran los gráficos y los resultados del $RECM$ para cada modelo y cada corrección de la estación *Córdoba Observatorio*:

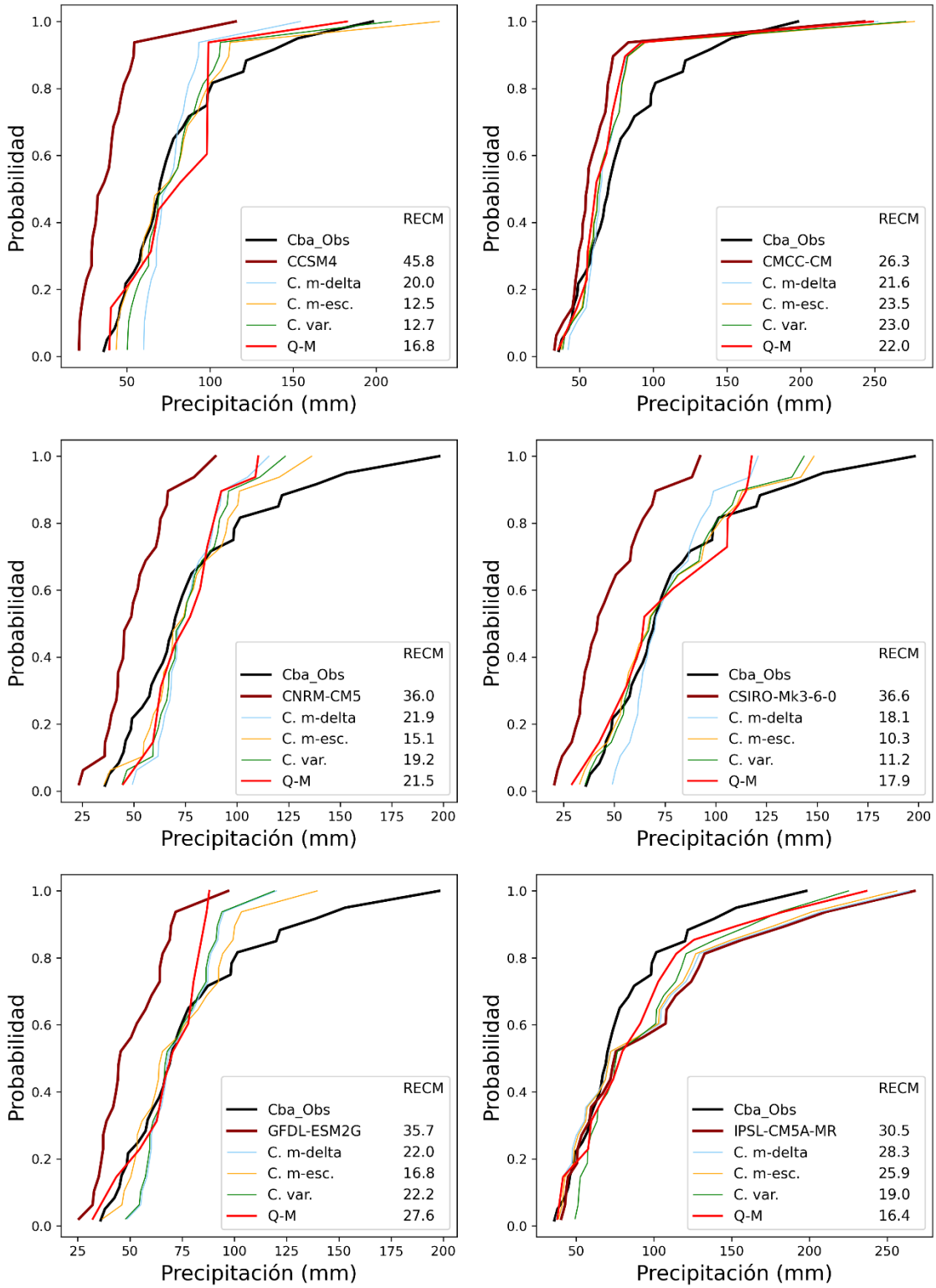


Figura 13. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs CCSM4, CMCC-CM, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3-6-0, GFDL-ESM2G y IPSL-CM5A-MR con los resultados del $RECM$ para Córdoba Observatorio.

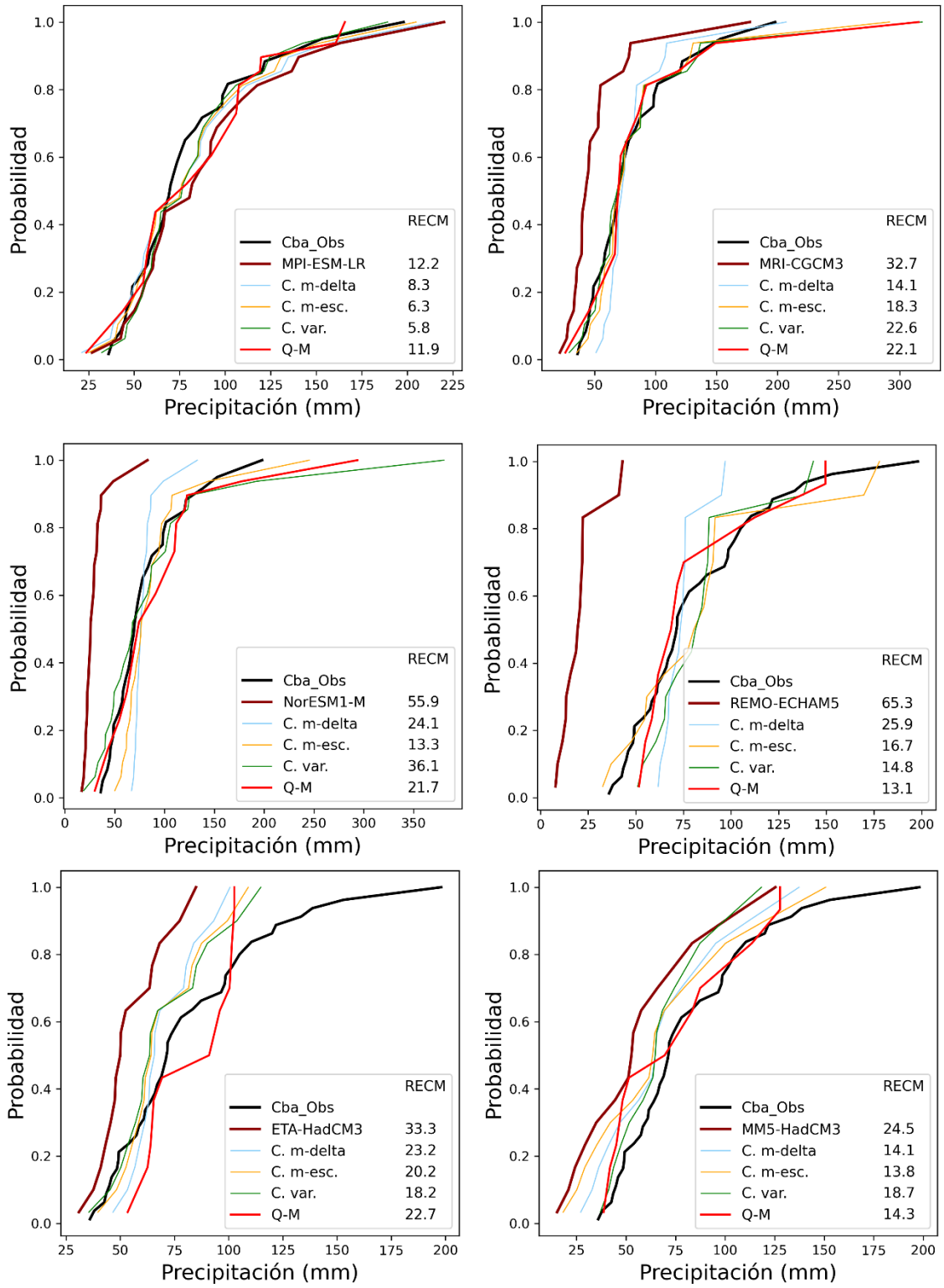


Figura 14. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs MPI-ESM-LR, MRI-CGCM3, NorESM1-M, ETA-HacCM3, MM5-HadCM3 y REMO-ECHAM5 con los resultados del $RECM$ para Córdoba Observatorio.

Para el caso de *El Durazno*:

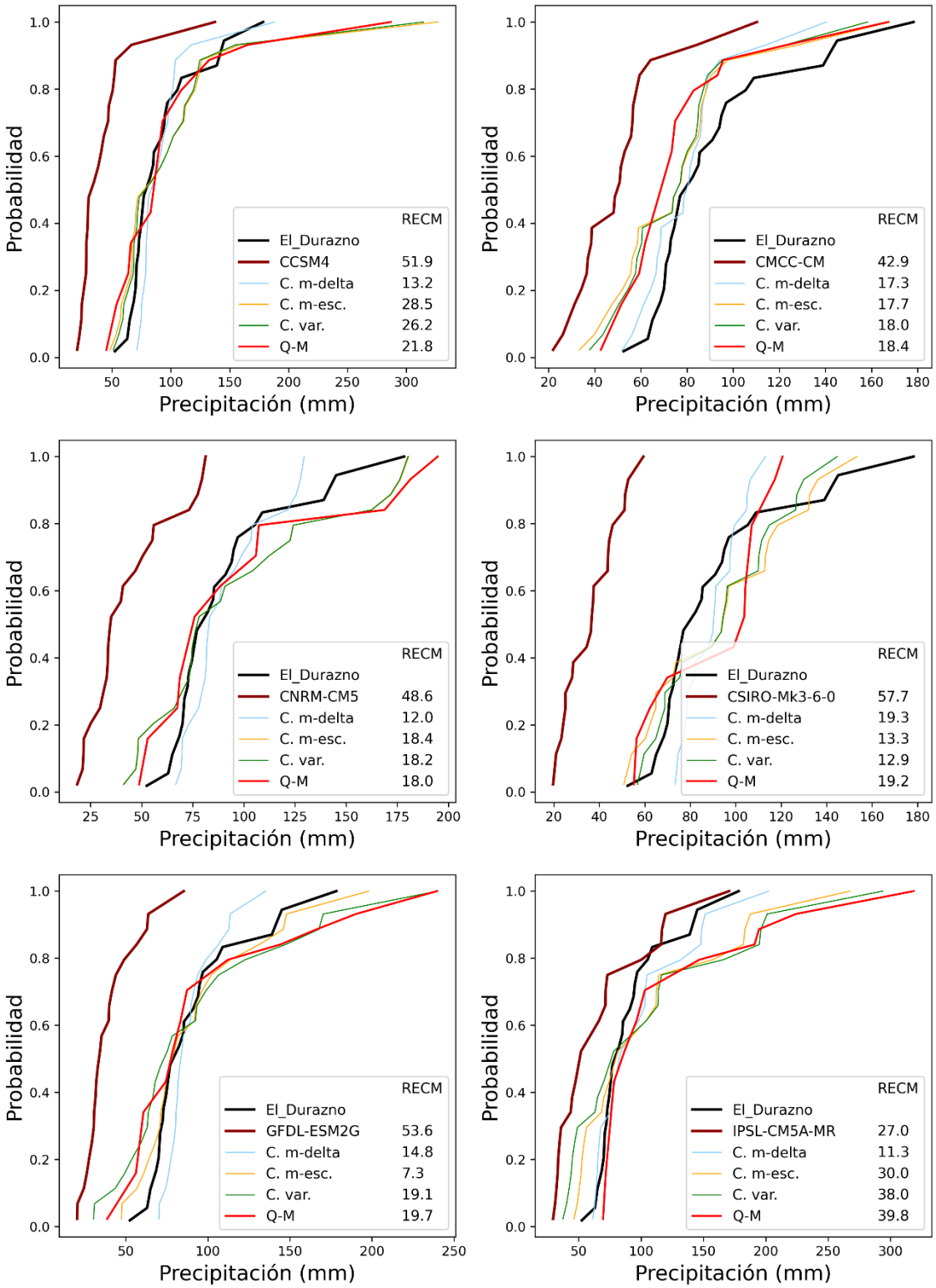


Figura 15. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs CCSM4, CMCC-CM, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3-6-0, GFDL-ESM2G y IPSL-CM5A-MR con los resultados del $RECM$ para El Durazno.

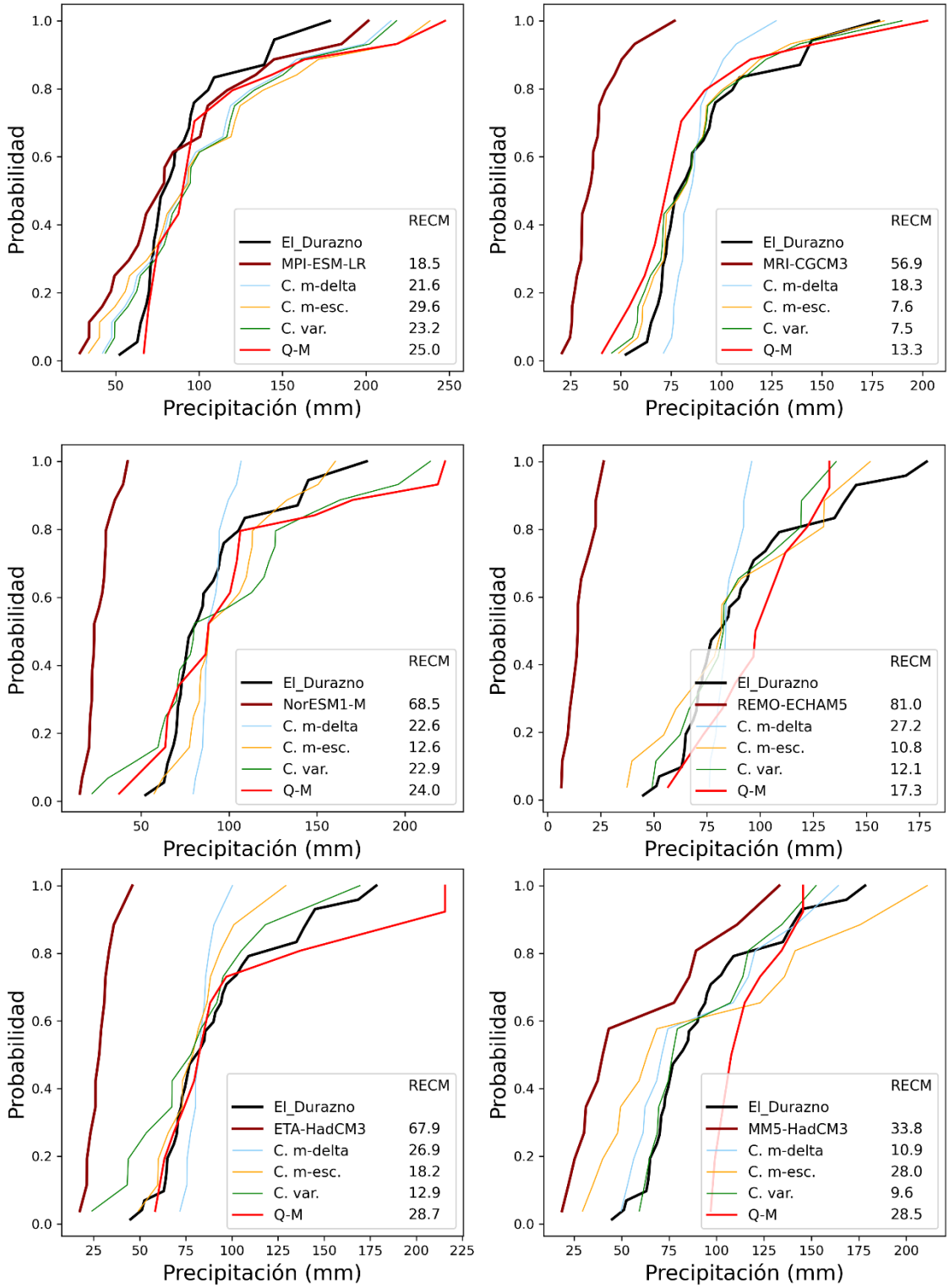


Figura 16. Correcciones aplicadas a las series generadas por los GCMs MPI-ESM-LR, MRI-CGCM3, NorESM1-M, ETA-HacCM3, MM5-HadCM3 y REMO-ECHAM5 con los resultados del $RECM$ para El Durazno.

De las figuras anteriores, es posible observar que, en general, la aplicación de las técnicas de corrección hace que las curvas de FDP de los GCMs se acerquen a la curva de FDP de las observaciones.

Por otro lado, para facilitar la visualización de los resultados, se realiza la siguiente tabla, donde se cuantifica el número de veces en que las correcciones tienen el menor error en los modelos climáticos para la estación de *Córdoba Observatorio*:

	C. m-delta	C. m-esc.	C. var.	Q-M
RECM	2	6	2	2

Tabla 9. Cantidad de veces que una técnica de corrección tiene menor $RECM$ para Córdoba Observatorio.

En el caso de *El Durazno* se observan los siguientes resultados:

	C. m-delta	C. m-esc.	C. var.	Q-M	Sin Corregir
RECM	4	3	4	0	1

Tabla 10. Cantidad de veces que una técnica de corrección tiene mejor resultado para El Durazno.

Para esta estación los resultados son más equilibrados entre las primeras tres correcciones. Q-M no tiene buenos resultados, incluso sin corregir la serie el error es menor.

3.6 SÍNTESIS SOBRE LAS CORRECCIONES APLICADAS SOBRE EL PERIODO HISTÓRICO.

El objetivo de este capítulo es elegir una técnica de corrección para aplicarla a las series generadas por GCMs para periodos futuros, para esto se desarrolló un procedimiento para poder llegar a dicha conclusión.

Para conocer cuánto se desvía una serie de la observada se utilizó la $RECM$, factor que mide directamente el error del modelo. Uno de los pasos fue conocer el error que tiene la serie sin ninguna modificación, en resumen, para ambas estaciones MPI-ESM-LR fue la mejor y REMO-ECHAM5 la peor.

Luego se aplicaron las técnicas de corrección para reducir este error. Según la clasificación de la Tabla 9, para *Córdoba Observatorio*, la segunda corrección, es aquella que un mayor número de veces presenta mejor resultado al corregir cada GCM comparando con las otras correcciones. Para *El Durazno*, Tabla 10, las tres primeras correcciones dan un resultado similar entre ellas, quedando la segunda un poco por debajo de la primera y la tercera.

Un aspecto para tener en cuenta sobre la corrección Q-M es que, si bien en los resultados mostrados no se llega a reducir el error con esta técnica, para corregir el periodo histórico es excelente. El problema de aplicarla en el periodo futuro radica en la definición de esta, ya que depende del dato observado, por lo que el método utilizado para corregir datos futuros no dio buenos resultados.

En conclusión, en *Córdoba Observatorio* los resultados fueron muy diferenciados, por lo que, debido a la poca diferencia que se encuentra en *El Durazno*, la que se utilizará para analizar los periodos futuros es la corrección de la media mediante un escalado, la que sería la segunda corrección.

CAPÍTULO 4: ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DE SERIES CORREGIDAS OBTENIDAS DE GCMS PARA DIFERENTES PERÍODOS DE TIEMPO

4.1 INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior se determina cuál es la técnica de corrección que arrojó mejores resultados para los análisis realizados. De esta manera, todas las series obtenidas de GCMs que se utilicen de ahora en adelante se corregirán mediante esa metodología utilizando la corrección de la media mediante un escalado o segunda corrección.

El objetivo principal de este capítulo es analizar estadísticamente (Análisis de Frecuencia, punto 2.3.1) las series de PMDA generadas a partir de series futuras de GCMs para diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero, con el objetivo de observar y analizar el comportamiento de los modelos en los períodos futuros, de manera tal de aplicar estos para obtener curvas idT futuras. Cabe aclarar que, los modelos que mejor representen a las PMDA futuras no son necesariamente los mismos que mejor representarán a las PMD para otras duraciones, sin embargo, en este trabajo se decide optar por utilizar los mismos modelos de manera tal de reducir la cantidad de análisis y dejando como trabajo futuro verificar que modelo es aquel que representa mejor a todas o a la mayoría de las duraciones analizadas.

Por otro lado, antes de realizar el análisis mencionado en el párrafo anterior, se propone aplicar el mismo análisis a las series históricas, tanto a las observadas en las estaciones terrenas como a las generadas por los GCMs, de manera tal de comparar estos resultados, analizar cuáles son aquellos modelos que mejor representan este período y luego observar cómo se comportan los mismos en el período futuro.

En los puntos que siguen se muestran los resultados de la aplicación de herramientas computacionales desarrolladas para realizar los análisis estadísticos de cada una de las series para los períodos histórico y futuro.

4.2 SERIES OBSERVADAS EN EL PERIODO HISTÓRICO

Una vez realizados los cuatro primeros pasos del análisis de frecuencia (recopilación de la información, determinación del año hidrológico, generación de las series hidrológicas a analizar, y corrección de las series generadas) se procede a aplicar las diferentes pruebas estadísticas. En primer lugar, se verifica la longitud de la serie y luego que no posea datos dudosos.

Las series obtenidas de las estaciones *Córdoba Observatorio* y *El Durazno* verificaron la longitud mínima requerida y, además, no presentaron datos atípicos.

Luego, se aplican las pruebas de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad y los resultados arrojados por las series de las estaciones analizadas son los siguientes.

	Prueba de Independencia	**Prueba de Homogeneidad**	**Prueba de Estacionariedad**
Cba_Obs	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
El_Durazno	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 95%

Tabla 11. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series observadas.

Según la tabla anterior, ambas series verificaron las hipótesis de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad, por lo tanto, se continúa con el análisis de estadística descriptiva. Los principales parámetros estadísticos que se obtuvieron en cada una de las series se muestran en la Tabla 12.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
Cba_Obs	60	77.34	32.21	31.50	55.68	69.50	95.98	198.00
El_Durazno	56	88.66	32.32	40.00	67.63	81.90	97.00	178.30

Tabla 12. Estadística descriptiva para las series observadas

La longitud de las series es similar pero la media de *El Durazno* es mayor, esto se ve también en el mínimo, el cuantil 0.25, 0.5 y 0.75, pero no en el máximo. La desviación estándar de estas es prácticamente la misma.

Finalmente, se procede a realizar el análisis de estadística inferencial. Para empezar, se ajusta una función de distribución de probabilidad empírica, como se mencionó en el punto 2.3.1 la más utilizada es la de Weibull. Luego, se ajustan funciones de distribución de probabilidad teóricas, para las cuales se deben estimar sus parámetros, que pueden ser dos o tres según qué función se aplique, mediante el método de los momentos (MM) y el método de máxima verosimilitud (MV). De esta manera, las funciones teóricas que finalmente se ajustan son:

- Distribución LogNormal parámetros estimados por el método de los momentos (LogNormal MM)
- Distribución LogPearson tipo III parámetros estimados por el método de la máxima verosimilitud (LogPearson 3 MV)
- Distribución Gumbel parámetros estimados por el método de los momentos (Gumbel MM)
- Distribución Gumbel parámetros estimados por el método de la máxima verosimilitud (Gumbel MV)
- Distribución GEV parámetros estimados por método de los momentos (GEV MM)

Los resultados obtenidos pueden verse en la Figura 17 y la Figura 18 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

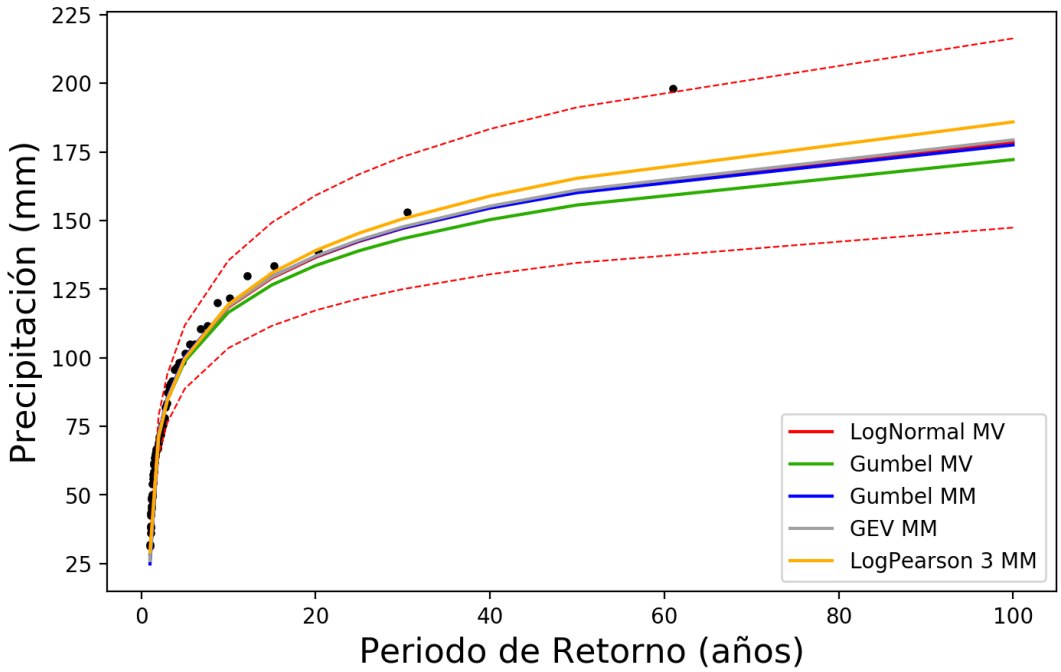


Figura 17. Resultados de las FDP para la serie obtenida de la estación Córdoba Observatorio.

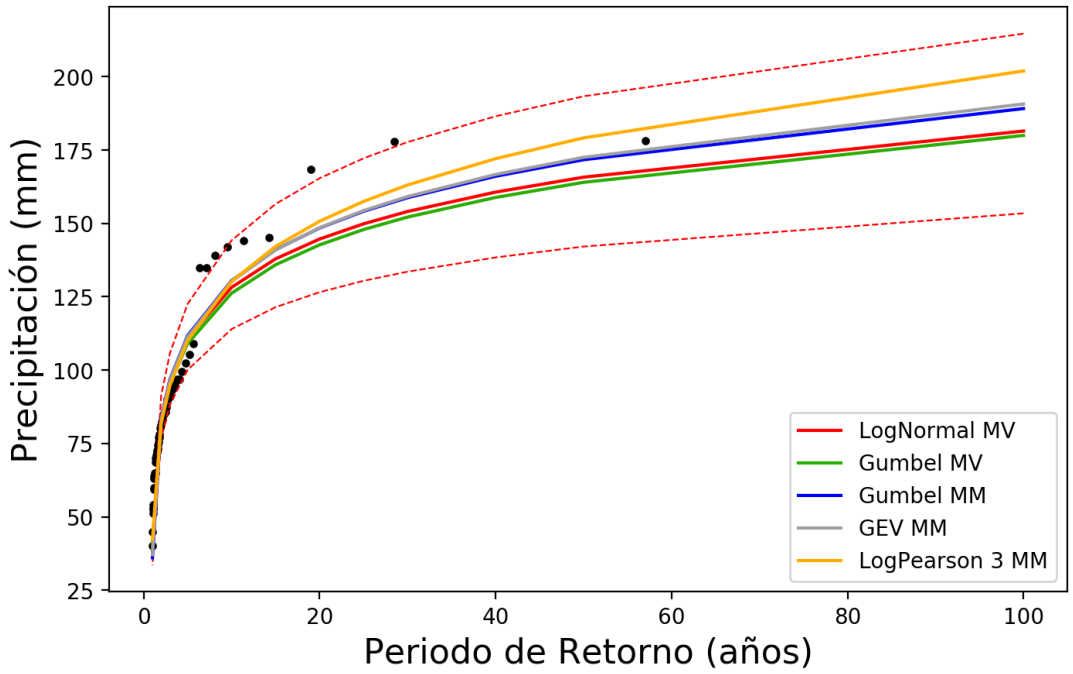


Figura 18. Resultados de las FDP para la serie obtenida de la estación El Durazno.

Para saber cuál es la función que mejor se ajusta a las series analizadas es necesario aplicar pruebas de bondad de ajuste. En este caso se aplican dos pruebas, Error Estándar de Ajuste y Chi Cuadrado. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 13 y la Tabla 14.

Cba_Obs	**EEA**				
	LogNormal MV	**Gumbel MV**	**Gumbel MM**	**GEV MM**	**LogPearson 3 MM**
	5.392	6.453	5.415	5.256	4.519
	Chi 2 - Valor p				
	LogNormal MV	**Gumbel MV**	**Gumbel MM**	**GEV MM**	**LogPearson 3 MM**
	0.456	0.341	0.425	0.675	0.244

Tabla 13. Resultados de las pruebas de bondad del ajuste para la serie obtenida de la estación Córdoba Observatorio.

El_Durazno	**EEA**				
	LogNormal MV	**Gumbel MV**	**Gumbel MM**	**GEV MM**	**LogPearson 3 MM**
	8.654	9.123	7.728	7.619	7.006
	Chi 2 - Valor p				
	LogNormal MV	**Gumbel MV**	**Gumbel MM**	**GEV MM**	**LogPearson 3 MM**
	0.228	0.410	0.501	0.501	0.731

Tabla 14. Resultados de las pruebas de bondad del ajuste para la serie obtenida de la estación El Durazno.

Según los resultados presentados anteriormente, para la serie de *Córdoba Observatorio* la función que menor error arroja es la “LogPearson 3 MM”. En cuanto a la prueba Chi Cuadrado, el valor p más cercano a 1 lo presenta la función “GEV MM”, mientras que la función “LogPearson 3 MM” es la que arroja el valor de p más lejano a 1.

Por otro lado, para la serie *El Durazno* la función de distribución de probabilidad que mejor se ajusta es la “LogPearson 3 MM”, tanto por su bajo error como por el valor de p más cercano a 1.

Para concluir con el análisis de las series observadas, aunque la FDP “LogPearson 3 MM” es la que mejor se ajusta en ambos casos, puede verse que se encuentra dentro del intervalo de confianza de la FDP “LogNormal MV”, por lo tanto, en base a esto y a lo presentado por García (1994) es que se opta por ajustar la FDP “LogNormal MV” a ambas series.

4.3 SERIES GENERADAS POR GCM’S PARA EL PERIODO HISTÓRICO

Mediante el mismo procedimiento utilizado para las series observadas obtenidas de las estaciones *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, se obtiene, para las series generadas por GCMs en el periodo histórico, el ajuste de la función de distribución de probabilidad teórica LogNormal.

Recordando, para el período histórico se recopilaron 13 series de 13 modelos diferentes en la zona de estudio, por lo tanto, estas 13 series se sometieron al análisis de frecuencia.

En primer lugar, se verifica la longitud mínima de las series obtenidas, todas estas cuentan con más de 14 años de longitud, por lo tanto, pueden ser analizadas estadísticamente.

En cuanto a la prueba de datos dudosos (Tabla 22 y Tabla 23), se eliminan todos estos, teniendo en cuenta que la serie del modelo “NorESM1-M” para *Córdoba Observatorio* vuelve a tener un dato dudoso al realizar la prueba otra vez, habiendo quitado el anterior, por lo que no se analiza.

Una vez aplicada la prueba de Datos Atípicos, se prosigue con las pruebas de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad. Todas las series analizadas verifican estas pruebas. Puede observarse que, para *Córdoba Observatorio,* la serie obtenida del modelo "MRI-JMA" verifica la prueba de independencia para un 1%, mientras que la serie del modelo "CMCC-CM" verifica la prueba de estacionariedad al 1% (Tabla 24). En el caso de *El Durazno*, la serie del modelo "MPI-ESM-LR" cumple estacionariedad para un 1% (Tabla 25).

Luego, se continúa con el análisis de estadística descriptiva. Los principales parámetros estadísticos que se obtuvieron en cada una de las series se muestran en la Tabla 26. Se observa cómo la corrección utilizada hace que la media de los modelos se aproxime a la observada. Para *Córdoba Observatorio*, la serie del modelo "IPSL-CM5A-MR" es la que tiene el valor máximo más alto y "ETA-HadCM3" el más bajo. En el caso de *El Durazno*, el más alto lo tiene "MM5-HadCM3" y el más bajo "ETA-HadCM3".

Finalmente, se procede a realizar el análisis de estadística inferencial ajustando las mismas FDP que se mencionaron en el punto anterior, y luego, se aplican las pruebas de bondad de ajuste para determinar cuál es la FDP que mejor ajusta a cada serie analizada.

En la Tabla 15 y la Tabla 16 se cuenta la cantidad de veces que cada FDP es la que mejor ajusta (1), o si se encuentra en segundo (2) o tercer lugar (3), tanto para la prueba de Error Estándar de Ajuste (EEA) como para la prueba Chi Cuadrado (Chi 2). En el caso de *Córdoba Observatorio* claramente "LogPearson 3 MM" es la que mejor ajusta a la mayor cantidad de series. Mientras que, cuando se analiza *El Durazno*, si bien, según el EEA la FDP "LogPearson 3 MM" es la que mejor se ajusta en la mayoría de las series, para el valor "p" de Chi Cuadrado esta es la función "GEV MM".

		LogNormal MV	Gumbel MV	Gumbel MM	GEV MM	LogPearson 3 MM
EEA	**1**		3		1	10
	2	5	1		6	2
	3	3		6	5	
Chi 2	**1**		1	5	3	5
	2	3	3	1	4	3
	3	3	3	4	2	2

Tabla 15. Resultados de la prueba EEA y la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

		LogNormal MV	Gumbel MV	Gumbel MM	GEV MM	LogPearson 3 MM
EEA	**1**	1				13
	2	4	2		7	1
	3	3		7	4	
Chi 2	**1**	2	3	2	4	3
	2	5	3	2	4	
	3	1	4	4	3	2

Tabla 16. Resultados de la prueba EEA y la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

Una vez analizado esto, se verificó que las FDP que mejor ajustan a cada una de las series analizadas se encuentran dentro del intervalo de confianza de la FDP "LogNormal MV", de esta manera se decide ajustar esta última a cada una de las series. Finalmente, se procede a comparar los resultados obtenidos por cada uno de los modelos con los resultados obtenidos de las series históricas observadas en cada estación. Los

resultados se muestran en la Figura 19 y Figura 20 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

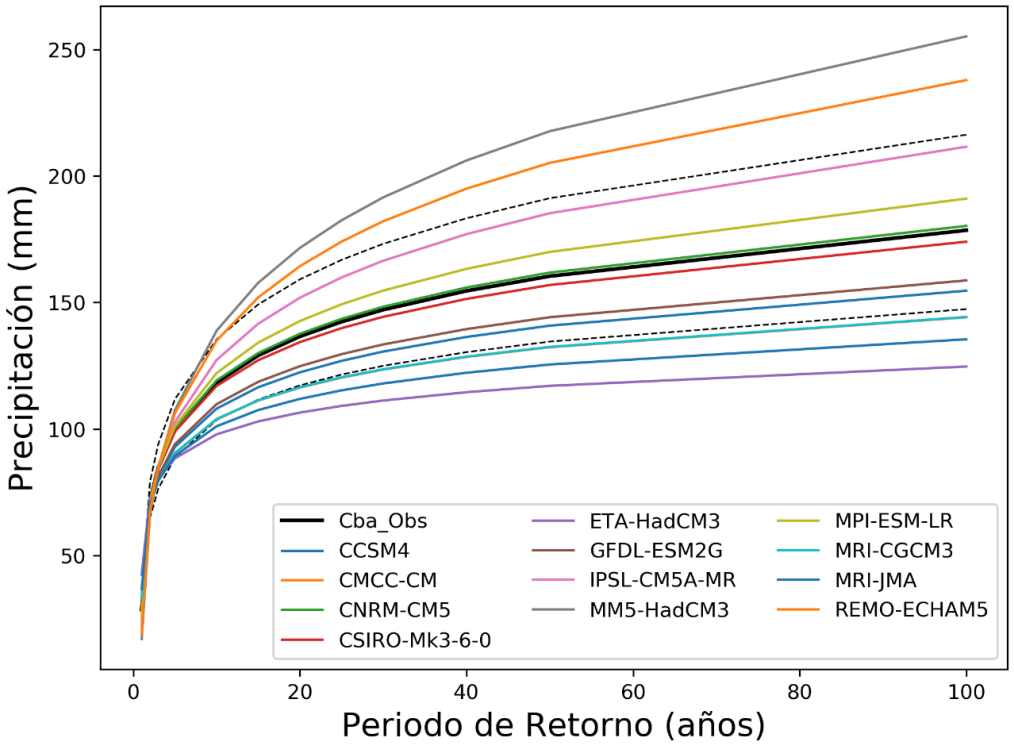


Figura 19. Resultados de la distribución "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

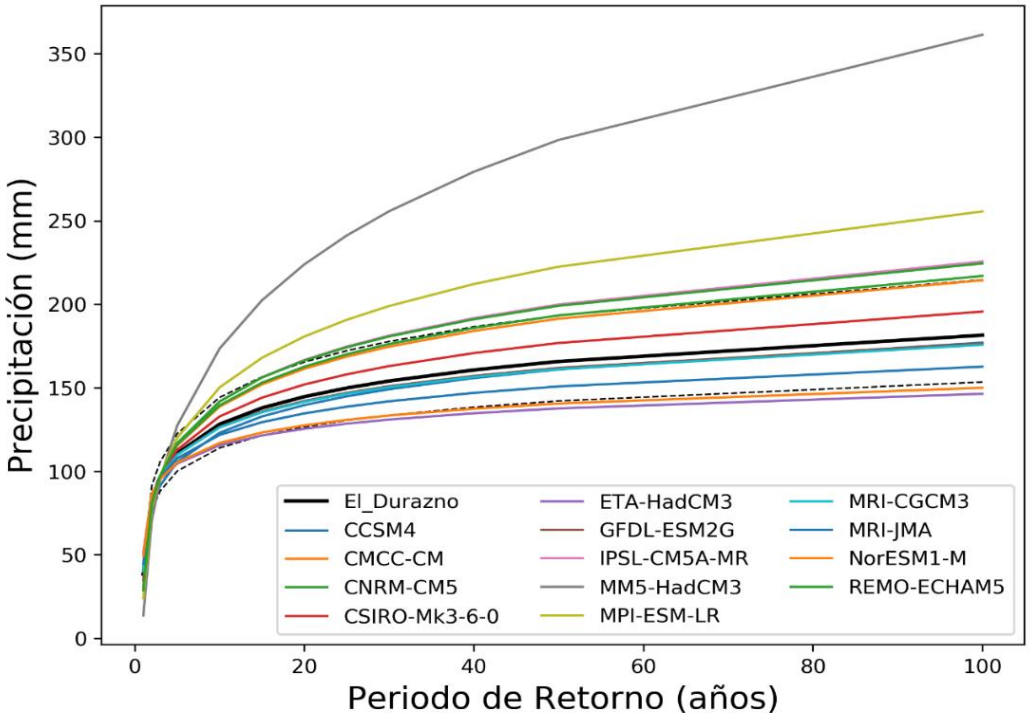


Figura 20. Resultados de la distribución "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

A partir de lo expuesto anteriormente, se propone utilizar el índice $RECM$ (explicado en el punto 2.2) para comparar los resultados obtenidos para las series históricas de GCMs con los obtenidos para las series históricas observadas en las estaciones terrenas. A continuación, en la Figura 21 y la Figura 22, se presentan los valores de $RECM$ de aquellos modelos que se encuentran dentro del intervalo de confianza de la FDP LogNormal obtenida para las series observadas en las estaciones terrenas. Estos modelos, por lo tanto, son aquellos que arrojaron los menores valores de $RECM$. Los resultados de todos los modelos pueden ser consultados en la Tabla 30 y la Tabla 31 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

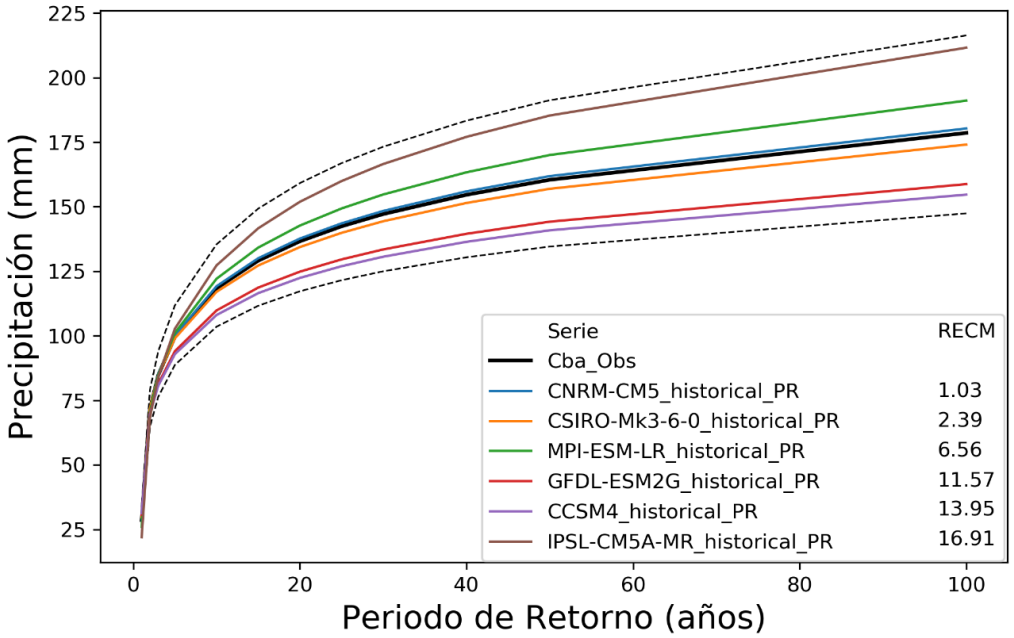


Figura 21. FDP "LogNormal MV" de los seis modelos con menor RECM para la estación Córdoba Observatorio.

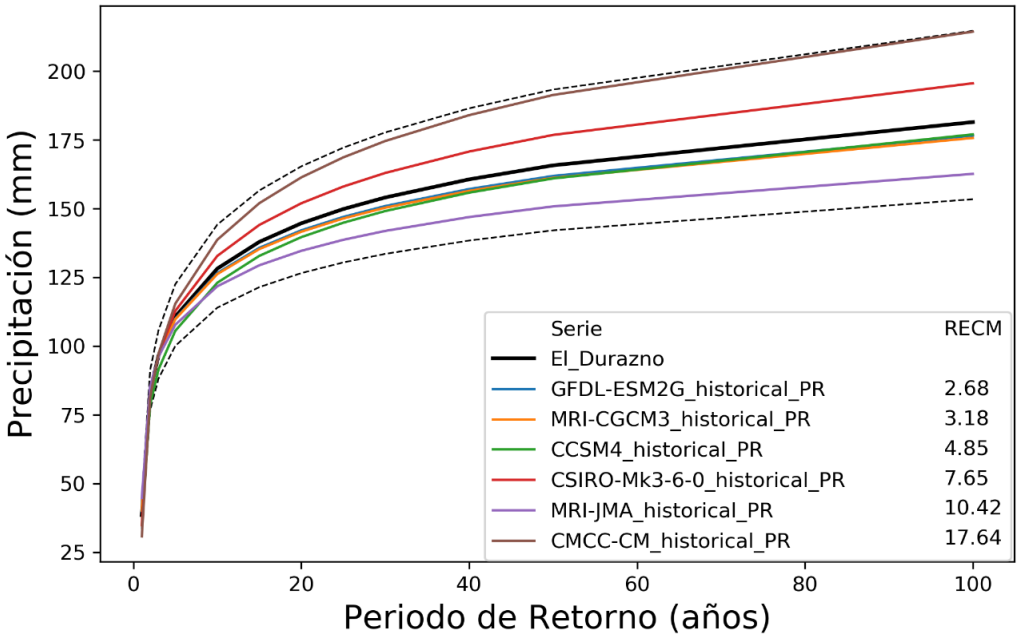


Figura 22. FDP "LogNormal MV" de los seis modelos con menor RECM para la estación El Durazno.

La serie de PMDA obtenida del modelo “CNRM-CM5” es la que más se asemeja a la serie de PMDA de la estación terrena de *Córdoba Observatorio* para el periodo histórico. Mientras que, para el caso de *El Durazno*, el modelo que arrojó mejores resultados es el “GFDL-ESM2G”. Sin embargo, se puede observar que tres de los modelos que resultaron mejores para *Córdoba Observatorio* (“GFDL-ESM2G”, “CCSM4” y “CSIRO-Mk3-6-0”) también lo son para *El Durazno*.

4.4 SERIES GENERADAS POR GCMS PARA EL PERIODO FUTURO

Una vez analizados los modelos que mejor representan al período histórico, se procede a aplicar el mismo procedimiento para los diferentes escenarios generados para el período futuro.

Los escenarios futuros de emisión de GEI son:

- Futuro cercano, *RCP4.5*
- Futuro cercano, *RCP8.5*
- Futuro cercano, *A1B*
- Futuro lejano, *RCP4.5*
- Futuro lejano, *RCP8.5*
- Futuro lejano, *A1B*

Una vez realizados los dos primeros pasos del análisis de frecuencia (recopilación de la información y determinación del año hidrológico) se procede a generar y corregir las series hidrológicas de PMDA que se analizarán. Las series obtenidas se muestran en la Figura 23 y la Figura 24 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

De las figuras antes mencionadas, cabe aclarar que para el escenario A1B existe una menor cantidad de modelos que para los otros escenarios de emisiones de GEI. Por otro lado, es posible observar que los modelos en el futuro cercano aparentemente proyectan valores máximos mayores que en los escenarios de futuro lejano.

Luego de generar y corregir las series es necesario verificar la longitud mínima de las mismas. Al igual que para las series generadas en el período histórico, todas las series cumplen con la longitud mínima requerida.

Al realizar la prueba de datos dudosos para el futuro cercano (Tabla 32 y Tabla 33 del Anexo 1 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente), si se compara con el periodo histórico, las series correspondientes a los modelos “CCSM4”, “MRI-CGCM3” y “NorESM1-M” de *Córdoba Observatorio* también tienen datos dudosos, y la última no pasa la prueba para el escenario *RCP4.5*, por lo que se descarta del análisis. En el caso de *El Durazno*, “CMCC-CM”, “GFDL-ESM2G” y “NorESM1-M” tienen datos dudosos al igual que en el periodo histórico. A excepción de la serie nombrada, las demás continúan el análisis sin estos datos dudosos.

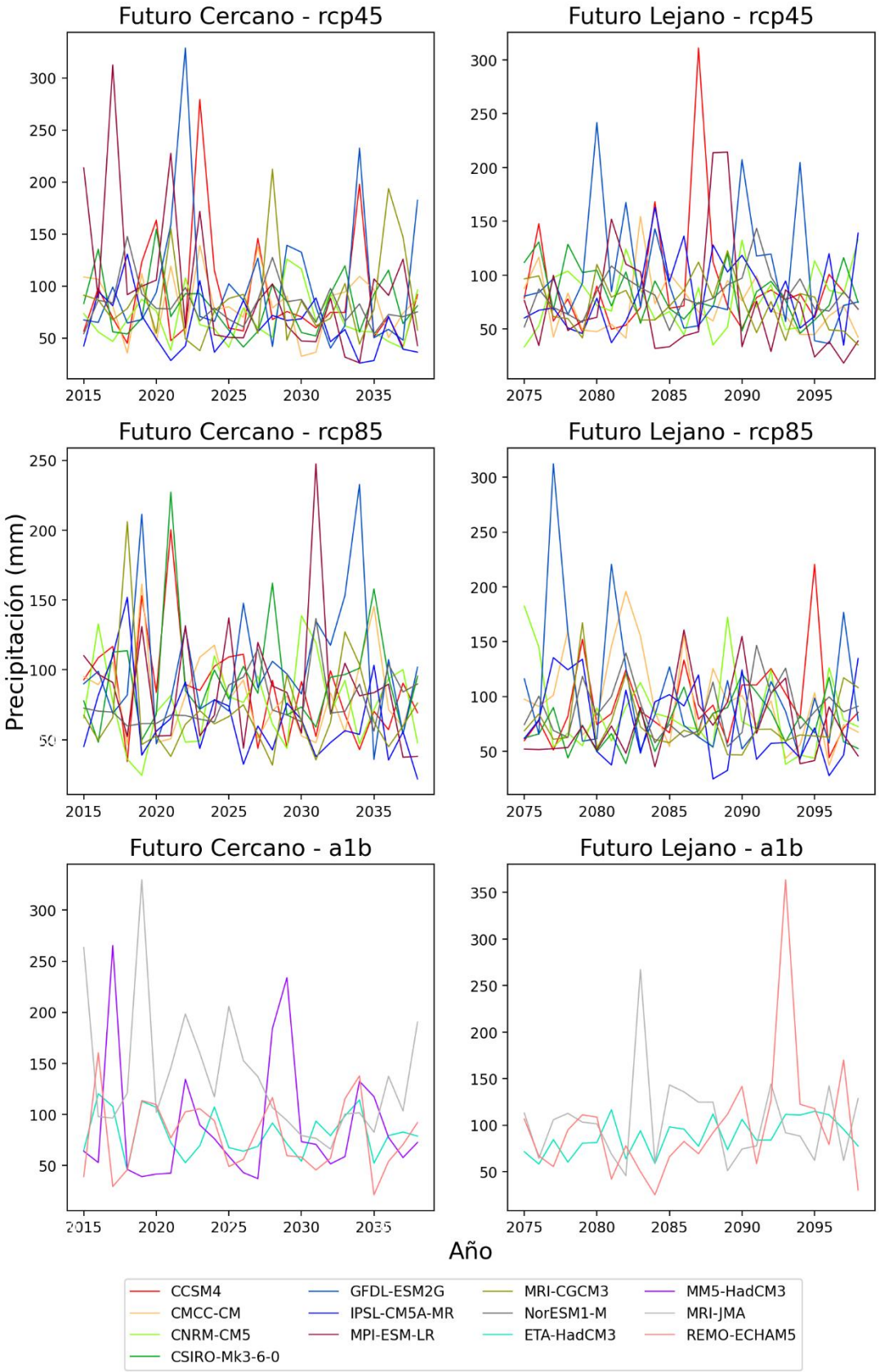


Figura 23. PMDA para los periodos futuros de series corregidas generadas por GCMs en la estación Córdoba Observatorio.

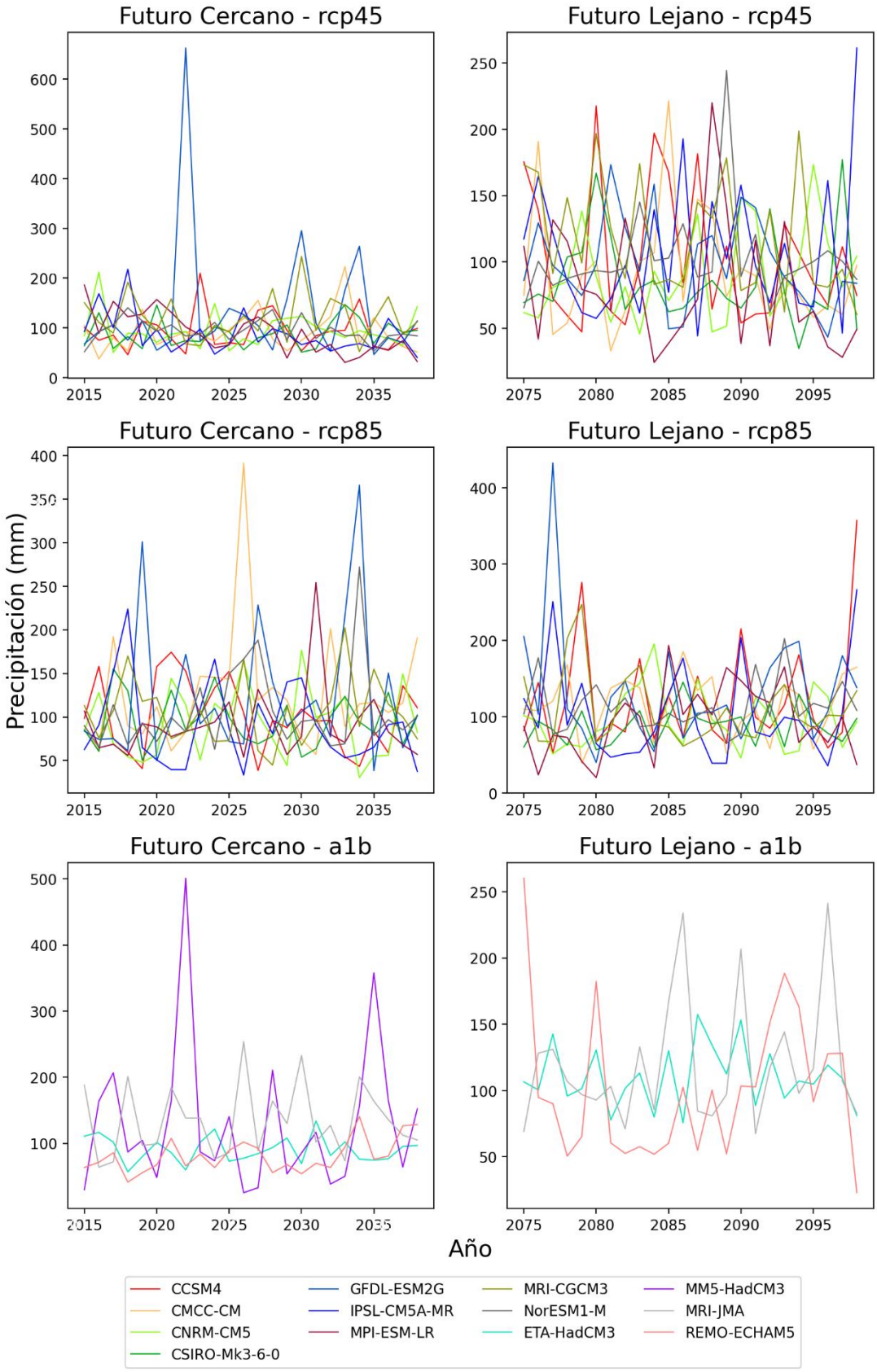


Figura 24. PMDA para los periodos futuros de series corregidas generadas por GCMs en la estación El Durazno.

En el periodo futuro lejano para *Córdoba Observatorio* (Tabla 34 del Anexo 1), igual que en el periodo histórico, en las series de los modelos “CCSM4”, “GFDL-ESM2G”, “MRI-CGCM3”, “MRI-JMA” y “NorESM1-M” se encuentran datos dudosos. Comparando con el periodo futuro cercano, las series “CCSM4” y “MRI-CGCM3” vuelven a tener, y la primera no pasa la prueba por lo que es descartada. En el caso de *El Durazno* (Tabla 35 del Anexo 1), dos series tienen un dato dudoso, “GFDL-ESM2G” y “NorESM1-M”. Igual que en el periodo futuro cercano, a excepción de la descartada, las demás siguen el análisis sin los datos dudosos.

Una vez aplicada la prueba de Datos Atípicos, se prosigue con las pruebas de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad. Estas pruebas (Tabla 36 y Tabla 38 del Anexo 1) se cumplen para todas las series de *Córdoba Observatorio,* mientras que para *El Durazno* (Tabla 37 y Tabla 39 del Anexo 1) la serie del modelo “MPI-ESM-LR” del escenario *RCP4.5* no cumple la prueba de independencia ni la de estacionariedad.

De las series de ambos periodos futuros se pueden obtener los diferentes parámetros de la estadística descriptiva (Tabla 40 a Tabla 43 del Anexo 1).

Si se comparan con las características de la serie observada (Tabla 3), la media de la mayoría de los modelos del futuro cercano de *Córdoba Observatorio* es mayor a la observada (77.34), para el futuro lejano sucede lo mismo solo que las diferencias son menores. En cuanto a la desviación estándar y el máximo, ambos son muy variables. En el caso del valor mínimo, la mayoría de los modelos supera al observado (31.50).

Para la estación *El Durazno* (Tabla 4), la cantidad de modelos cuya media es mayor a la observada (88.66) es más grande que para la estación de *Córdoba Observatorio*. La desviación estándar observada (32.32) es superada por la mayoría de los modelos, principalmente en el futuro lejano, lo mismo pasa con el máximo (178.30) y con el mínimo (40.00).

Finalmente, se procede a realizar el análisis de estadística inferencial, se ajusta la FDP LogNormal para los diferentes escenarios futuros de emisión de GEI. A continuación, se presentan los resultados mediante gráficos que muestran la FDP LogNormal para todos los modelos analizados, en línea de trazo se muestran aquellos que no estuvieron entre los seis mejores del periodo histórico, también se muestra, a modo de comparación, el resultado de la serie observada en las estaciones terrenas.

4.4.1 Resultados para *Córdoba Observatorio*

Al analizarse un período futuro, no existen datos observados con los cuales se puedan comparar los resultados. Debido a esto último es que se propone comparar, a modo de análisis, los resultados obtenidos en este período con los obtenidos para el período histórico.

Los modelos que mejores resultados dieron en el periodo histórico fueron: "CNRM-CM5", "CSIRO-Mk3-6-0", "MPI-ESM-LR", "GFDL-ESM2G", "CCSM4" y “IPSL-CM5A-MR” ordenados por su menor $RECM$, en lo que sigue se analiza cómo se comportan estos para los escenarios futuros presentados.

Escenarios Futuro Cercano

- *RCP4.5*

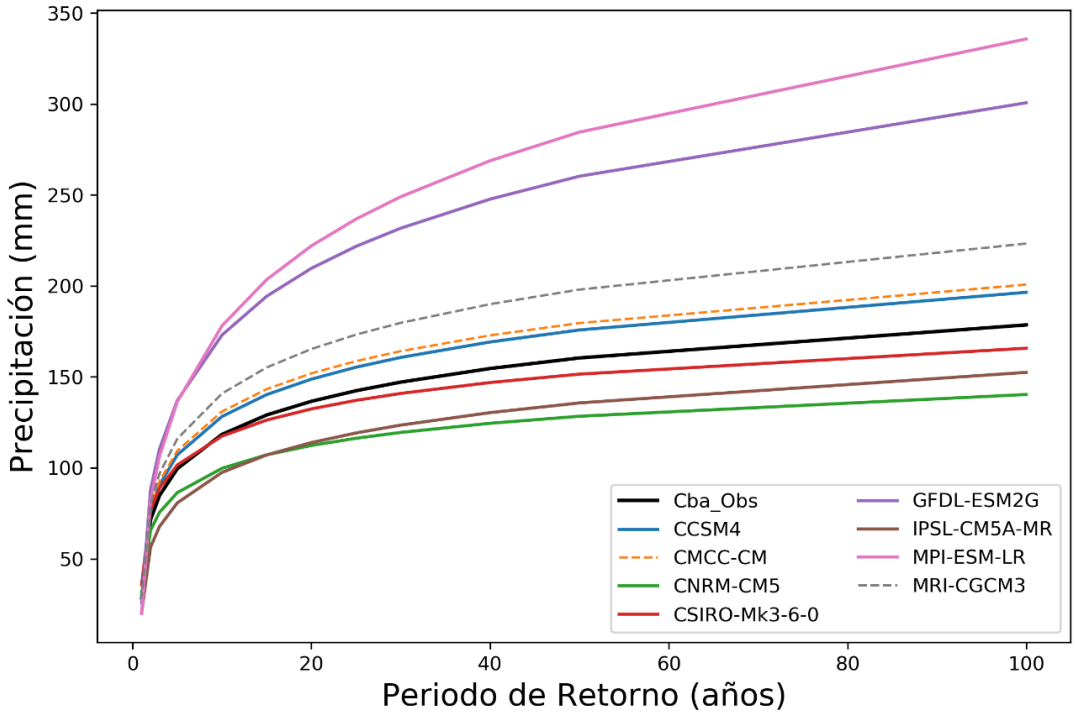


Figura 25. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP4.5" de la estación Córdoba Observatorio.

Como se aprecia en la figura, los resultados arrojados por los diferentes modelos varían significativamente entre ellos. El modelo que arroja los valores más pequeños, incluso menores a los obtenidos al analizar la estación terrena, es "CNRM-CM5", el cual, para el período histórico resultó ser el que más se aproximaba a los resultados arrojados por la serie histórica observada. Por otro lado, los modelos "MPI-ESM-LR" y "GFDL-ESM2G" son los que arrojan los valores máximos comparado con los demás modelos, superando también a los resultados obtenidos de analizar la estación terrena. Estos dos son el tercero y el cuarto del periodo histórico respectivamente.

El modelo CSIRO-Mk3-6-0, que fue el segundo mejor para el período histórico, para este escenario es el que más se aproxima a los valores obtenidos al analizar la estación terrena.

En cuanto al modelo "CCSM4", los resultados arrojados por este superan a los obtenidos por la serie observada en el período histórico, mientras que los del modelo "IPSL-CM5A-MR" resultan menores.

- *RCP8.5*

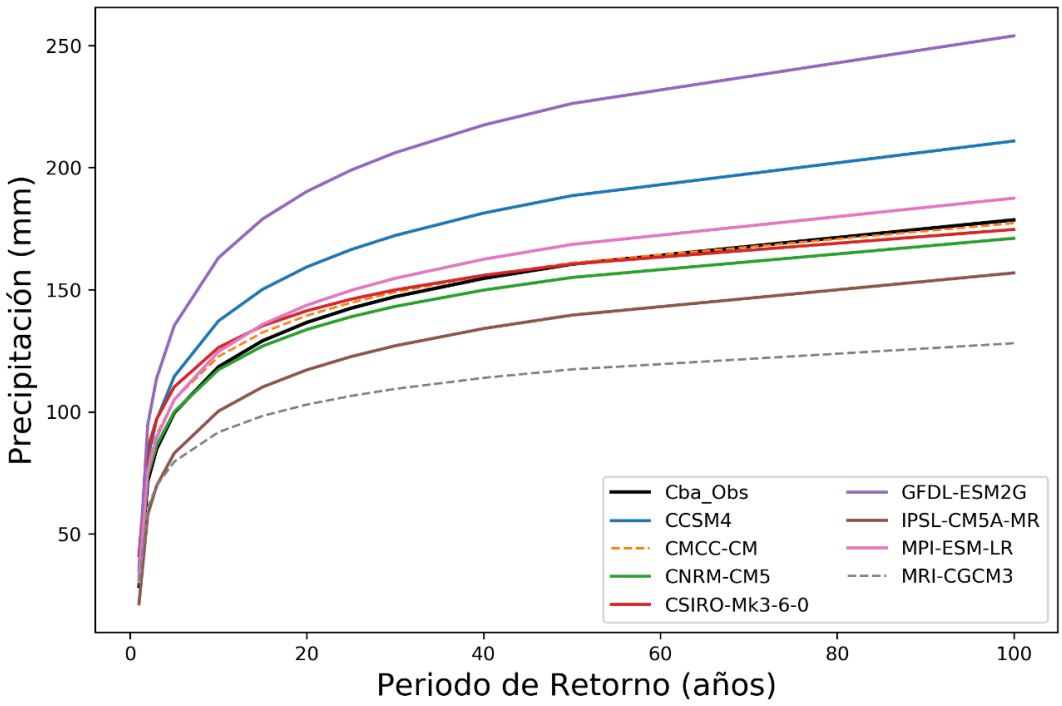


Figura 26. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP8.5" de la estación Córdoba Observatorio.

Al analizar este escenario puede verse que los dos modelos que ajustaron mejor en el período histórico ("CNRM-CM5" y "CSIRO-Mk3-6-0"), en este caso, dan resultados muy similares entre sí, y además se asemejan al resultado arrojado por la serie observada en la estación terrena. Esto último pasa también para el escenario anterior con la serie del modelo "CSIRO-Mk3-6-0", mientras que, para *RCP 4.5*, el modelo "CNRM-CM5" fue el que arrojó valores más bajos.

Los resultados arrojados por las series de los modelos "GFDL-ESM2G", "CCSM4" e "IPSL-CM5A-MR", resultan análogos en cuanto a su comportamiento, en comparación con los demás modelos y con la serie observada, a los del escenario anterior.

Finalmente, en cuanto al modelo "MPI-ESM-LR", que para el escenario anterior resultó ser el que arrojaba los valores más altos, en este escenario, si bien supera a los resultados obtenidos de la serie observada, se aproxima mucho a los mismos.

- *A1B*

Para este escenario la diferencia entre los diferentes modelos se hace notar, además, ninguno de estos se encuentra entre en los seis mejores para el periodo histórico. Todas pasan las pruebas estadísticas anteriores al análisis, pero la serie que tiene mejor comportamiento para el periodo histórico es la proveniente del modelo "MRI-JMA" (Tabla 30).

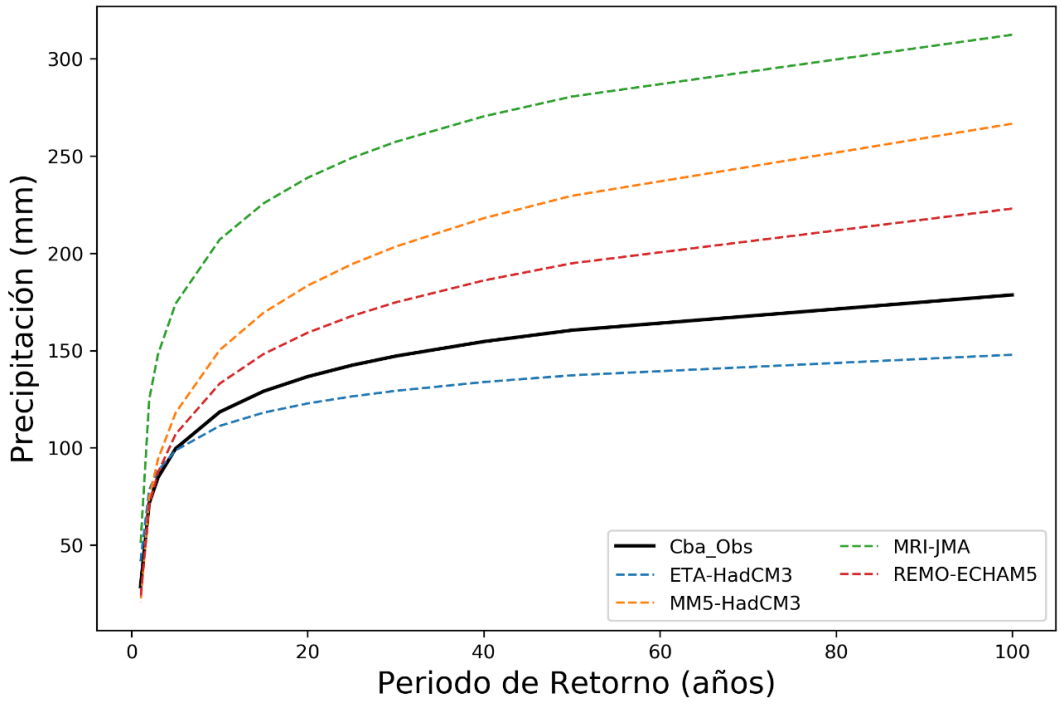


Figura 27. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano A1B" de la estación Córdoba Observatorio.

Escenarios Futuro Lejano

- *RCP4.5*

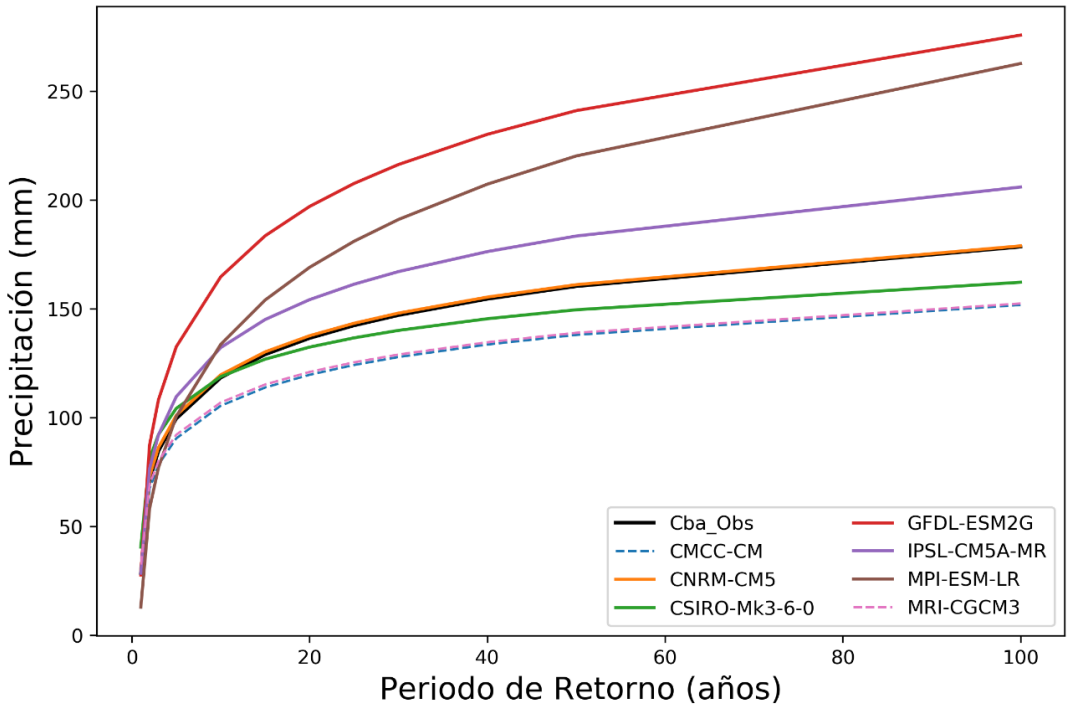


Figura 28. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano RCP4.5" de la estación Córdoba Observatorio.

Al igual que el escenario “*Futuro cercano RCP 8.5*”, los modelos "CNRM-CM5" y "CSIRO-Mk3-6-0" (que ajustaron mejor en el período histórico), dan resultados muy similares entre sí, y además se asemejan al resultado arrojado por la serie observada en la estación terrena. Por otro lado, comparando con el “*Futuro cercano RCP 4.5*”, si bien la serie del modelo "CSIRO-Mk3-6-0" también se asemeja a la serie observada, el modelo "CNRM-CM5" arroja mayores diferencias con respecto a esta serie.

Los modelos "MPI-ESM-LR" y "GFDL-ESM2G", igual que en el escenario “*Futuro cercano RCP 4.5*”, son series cuya función tiende a dar valores más elevados de PMDA y muy alejados de los demás resultados.

A diferencia de los escenarios anteriores, la serie del modelo “IPSL-CM5A-MR” arroja valores mayores a los obtenidos a partir de la serie observada, pero no difiere tanto como "MPI-ESM-LR" y "GFDL-ESM2G".

- *RCP8.5*

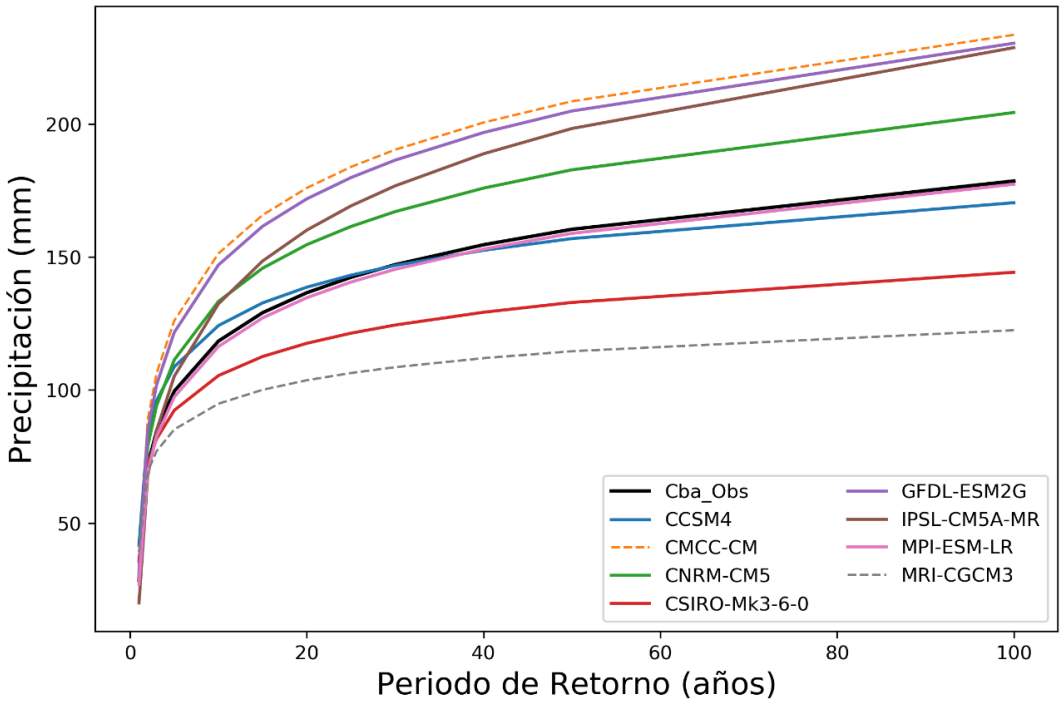


Figura 29. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Lejano RCP8.5” de la estación Córdoba Observatorio.

Puede verse que los dos modelos que ajustaron mejor en el período histórico ("CNRM-CM5" y "CSIRO-Mk3-6-0") y que, además, se asemejaban al resultado arrojado por la serie observada para el escenario “*Futuro Cercano RCP 8.5*”, en este caso, arrojan resultados que difieren, en mayor medida, de esta última serie. Además, a diferencia de los escenarios anteriores, para este escenario el modelo “CNRM-CM5” arroja resultados por encima de los observados, mientras que el modelo “CSIRO-Mk3-6-0” arroja resultados por debajo de los mismos.

Los resultados arrojados por la serie del modelo "GFDL-ESM2G" resultan ser, al igual que para los escenarios anteriores, los valores más altos comparado con los demás modelos, superando también a los resultados obtenidos de analizar la estación terrena.

A diferencia de los escenarios anteriores, los resultados arrojados por el modelo “CCSM4” son muy similares a los obtenidos por la serie observada en el período

histórico, mientras que los del modelo “IPSL-CM5A-MR” resultan ser unos de los más altos.

- *A1B*

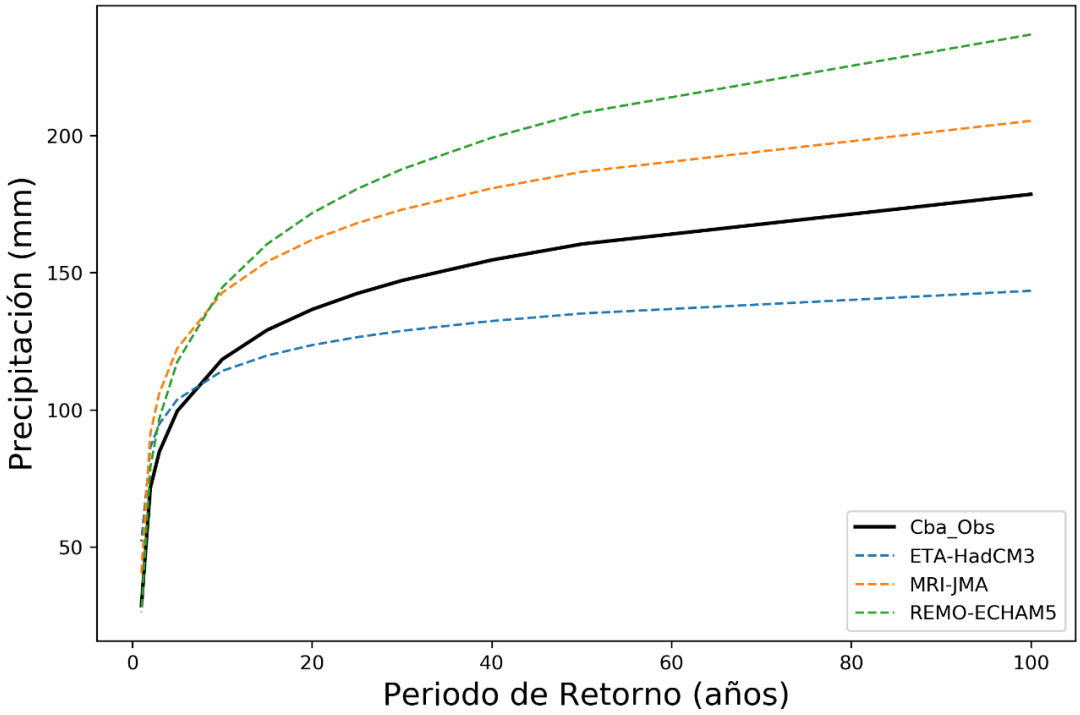


Figura 30. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Lejano A1B” de la estación Córdoba Observatorio.

Para este escenario, lo primero que se puede observar es que hay una serie menos que para el periodo futuro cercano (MM5-HadCM3). Además, al igual que en ese período, la diferencia entre los diferentes modelos se hace notar, y ninguno de estos se encuentra entre en los seis mejores para el periodo histórico. Por el mismo motivo que en el escenario de otro periodo futuro, “MRI-JMA” es la mejor opción.

4.4.2 Resultados para *El Durazno*

Al igual que para la estación *Córdoba Observatorio*, se analizan las series correspondientes a la estación *El Durazno* teniendo en cuenta los modelos que mejores resultados dieron en el periodo histórico. Estos fueron: "GFDL-ESM2G", “MRI-CGCM3”, "CCSM4", "CSIRO-Mk3-6-0", "MRI-JMA” y “CMCC-CM” respectivamente, en lo que sigue se analiza cómo se comportan estos para los escenarios futuros.

Escenarios Futuro Cercano

- *RCP4.5*

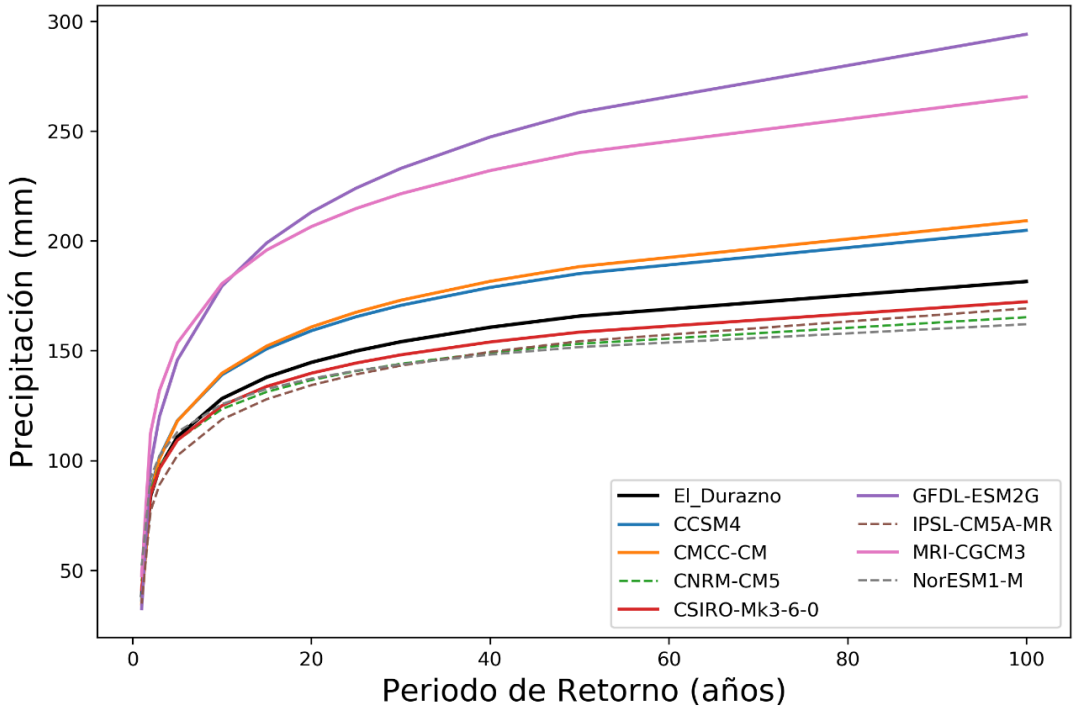


Figura 31. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Cercano RCP4.5" de la estación El Durazno.

En la figura se observa que los modelos "GFDL-ESM2G" y "MRI-CGCM3", los cuales resultaron ser los que más se aproximaban a la estación terrena para el período histórico, presentan magnitudes más elevadas que el resto. Se puede observar que en la estación *Córdoba Observatorio* ocurre algo similar con la serie del modelo "GFDL-ESM2G".

Los modelos "CCSM4" y "CMCC-CM" (el tercero y sexto del periodo histórico respectivamente) presentan resultados similares entre sí, menores a los dos modelos mencionados anteriormente, pero mayores a los observados.

El resto de los modelos muestra magnitudes de PMDA menores a las obtenidas con la serie observada en la estación terrena. Puede verse que el modelo "CSIRO-Mk3-6-0", el cual resulta ser el cuarto mejor para el periodo histórico, es el más se aproxima a los resultados de la estación terrena.

- *RCP8.5*

Para este escenario de emisión de GEI, la serie del modelo "GFDL-ESM2G" estima valores aún más altos de precipitación que en el escenario RCP4.5, superiores a todos los demás modelos.

Las series de los modelos "MRI-CGCM3", "CCSM4" y "CMCC-CM" (el segundo, tercero y sexto mejor para el período histórico respectivamente) muestran valores de PMDA intermedios entre la serie del modelo mencionado anteriormente y la serie histórica observada en la estación terrena. Con respecto al escenario anterior, el modelo "MRI-CGCM3" alcanza valores menores en este caso, mientras que los modelos "CCSM4" y "CMCC-CM" alcanzan resultados mayores que para el escenario anterior.

Finalmente, al igual que en el escenario anterior, la serie del modelo “CSIRO-Mk3-6-0” es la que más se aproxima a los valores presentados por la serie histórica observada en la estación terrena. Para este escenario la serie del modelo arroja valores mayores a la observada, mientras que en el escenario anterior eran menores.

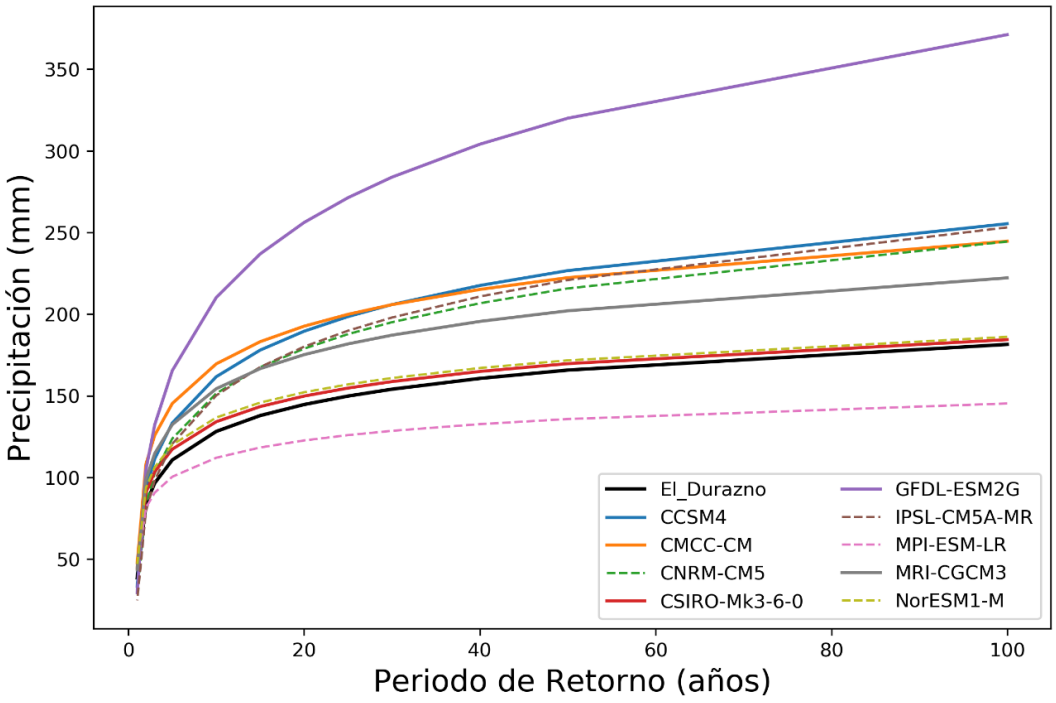


Figura 32. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Cercano RCP8.5” de la estación El Durazno.

- *A1B*

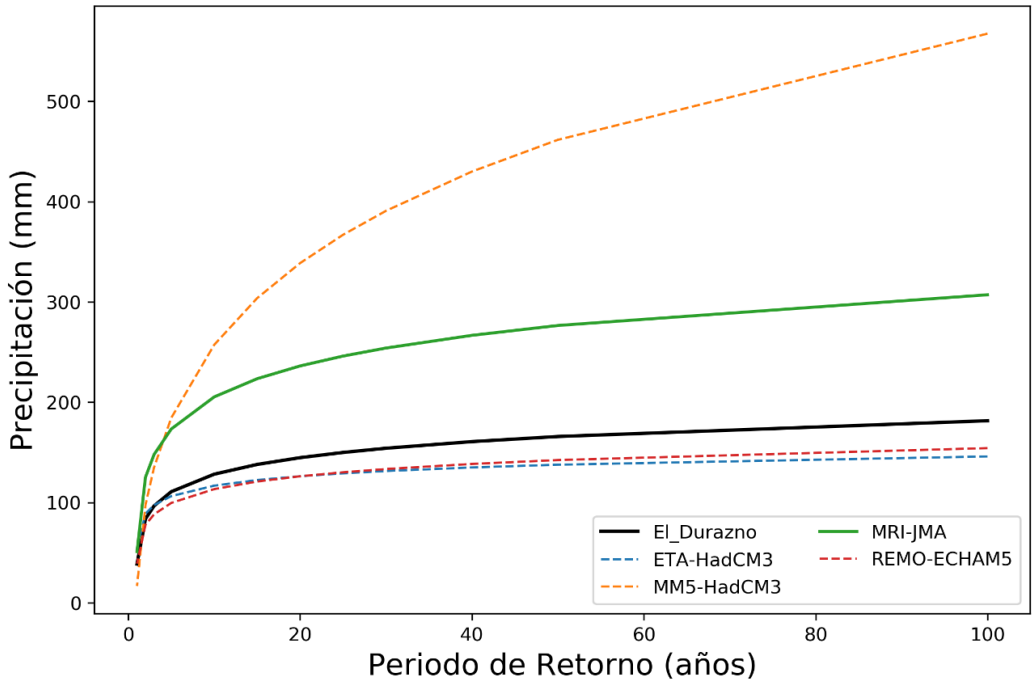


Figura 33. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Cercano A1B” de la estación El Durazno.

Para este escenario existe un solo modelo que arroja buenos resultados en el periodo histórico, el “MRI-JMA”, el cual, en este escenario arroja valores superiores a los obtenidos por la serie histórica observada en la estación terrena.

De los demás modelos, uno arroja resultados superiores al todo el resto, mientras que los otros dos (“REMO-ECHAM5” y ETA-HadCM3) presentan resultados menores a los obtenidos por la estación terrena y son los que más se aproximan a estos.

Escenarios Futuro Lejano

- *RCP4.5*

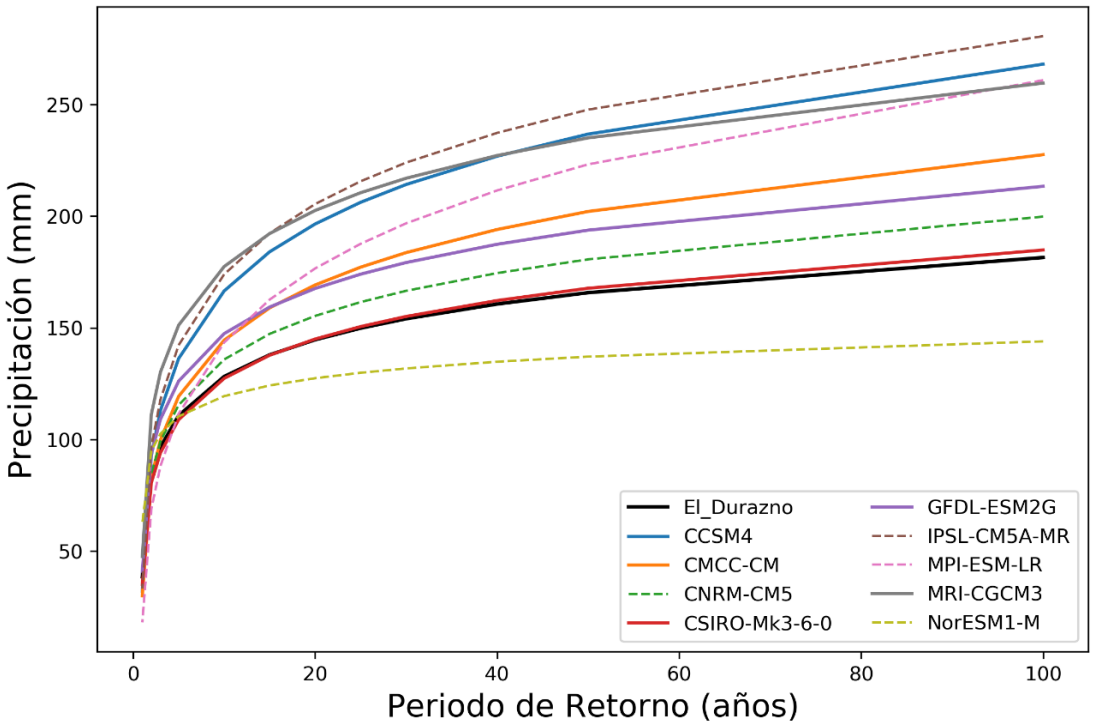


Figura 34. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Lejano RCP4.5” de la estación El Durazno.

Considerando solamente los modelos que resultaron mejores para el período histórico, puede verse que los resultados arrojados por las series de los modelos “MRI-CGCM3” y "CCSM4" son similares entre sí y superiores al resto de los modelos y al resultado arrojado por la serie histórica observada en la estación terrena. Estos modelos resultaron ser el segundo y tercero mejor para el período histórico respectivamente. En relación con el “*Futuro Cercano RCP 4.5*”, el primer modelo arroja resultados similares mientras que el segundo, en este caso, alcanza valores mayores.

Los modelos que le siguen en cuanto a magnitud de PMDA son: el modelo "GFDL-ESM2G" y “CMCC-CM” (el primero resultó ser el que mejor representaba al periodo histórico, mientras que el segundo resultó el sexto mejor), ambos superan, al igual que los modelos mencionados anteriormente, a los valores arrojados por la serie histórica observada en la estación terrena. El modelo "GFDL-ESM2G" alcanza valores menores a los que presentaba en el “*Futuro Cercano RCP 4.5*”, mientras que el modelo “CMCC-CM” alcanza resultados algo mayores.

La serie proveniente del modelo "CSIRO-Mk3-6-0" presenta precipitaciones similares a la histórica observada al igual que en el “*Futuro Cercano RCP 4.5*”.

- *RCP8.5*

En este escenario, el modelo “CCSM4” arroja valores superiores al resto de los modelos y al resultado arrojado por la serie histórica observada en la estación terrena. Los valores alcanzados por este modelo resultan ser mayores a los obtenidos en los escenarios y períodos analizados anteriormente.

Los modelos que le siguen en cuanto a magnitud de PMDA son el modelo "GFDL-ESM2G" y “CMCC-CM”, alcanzando valores mayores a los obtenidos para el mismo período, pero para un escenario *RCP 4.5.* Con respecto a “*Futuro Cercano RCP 8.5*”, el modelo "GFDL-ESM2G" en este caso alcanza valores menores, mientras que el modelo “CMCC-CM” alcanza valores mayores.

Con respecto al modelo “MRI-CGCM3”, al igual que los modelos anteriores, su resultado supera al obtenido por la serie histórica observada en la estación terrena. En relación con el escenario anterior, *RCP 4.5*, este modelo no arroja diferencias significativas, mientras que en relación con el “*Futuro Cercano RCP 8.5*” se puede ver que alcanza valores un tanto mayores.

Al igual que en los casos anteriores, las estimaciones más bajas las presenta el modelo “CSIRO-Mk3-6-0”. En este caso se puede observar una mayor diferencia con respecto al resultado obtenido por la serie histórica observada en la estación terrena.

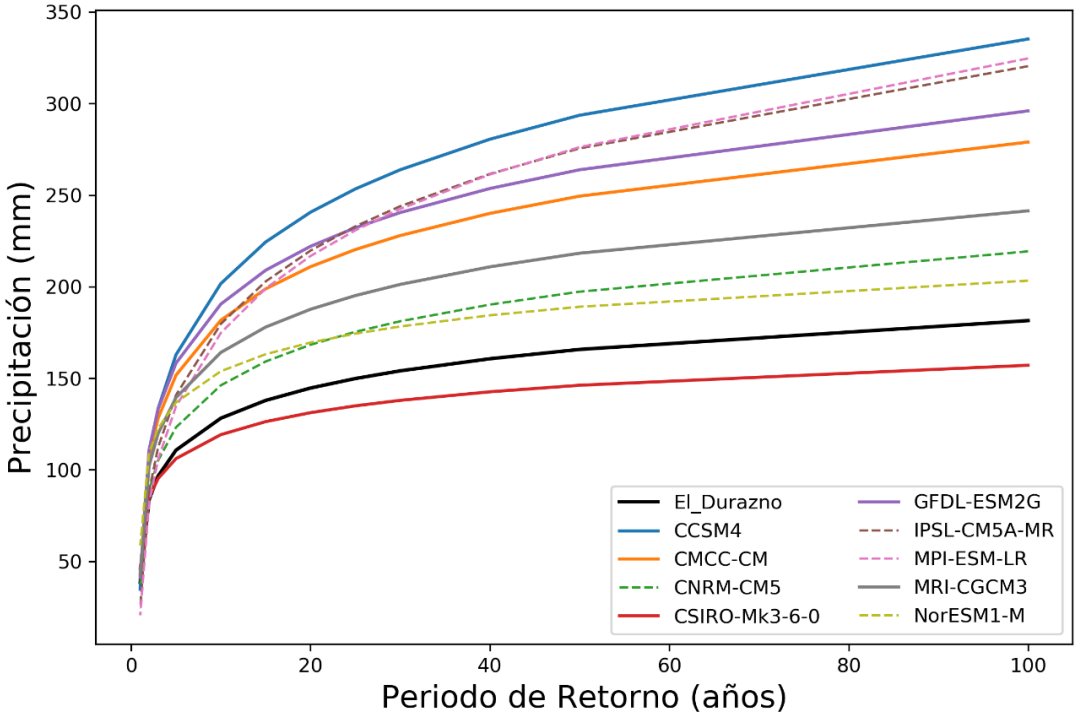


Figura 35. Resultados de las FDP “LogNormal MV” para las series generadas por GCMs para el escenario “Futuro Lejano RCP8.5” de la estación El Durazno.

- *A1B*

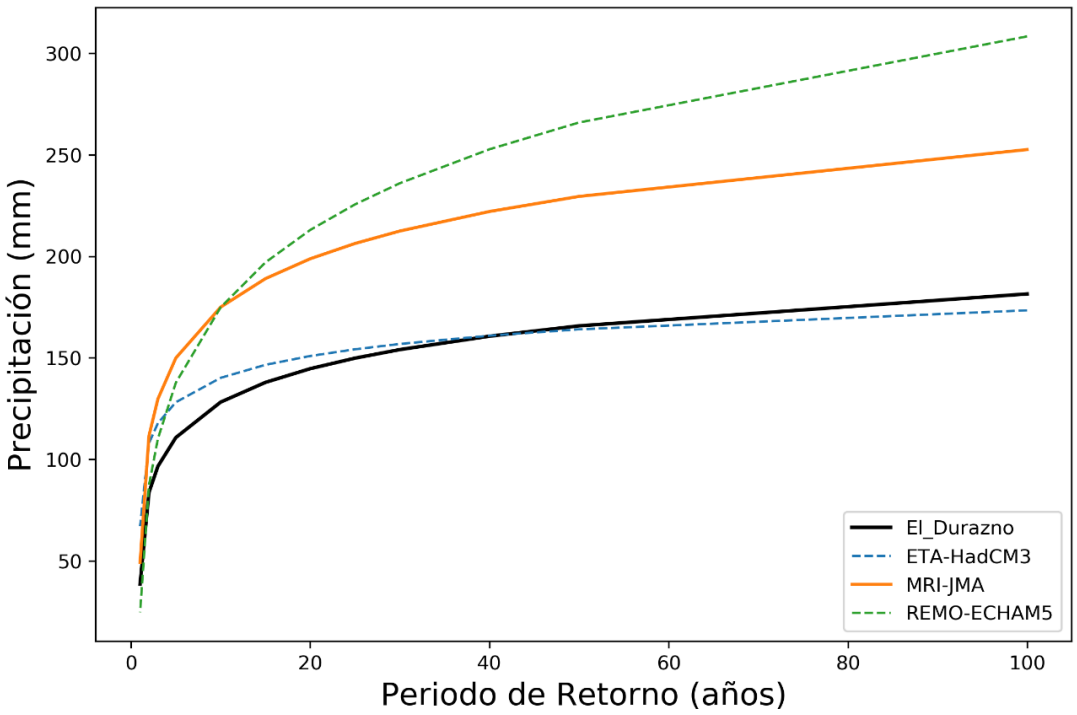


Figura 36. Resultados de las FDP "LogNormal MV" para las series generadas por GCMs para el escenario "Futuro Lejano A1B" de la estación El Durazno.

Para este escenario, la situación es similar a la del escenario *"Futuro Cercano A1B"*, ya que se tiene solo el modelo "MRI-JMA" que genera mejores resultados en el periodo histórico. Además, se puede observar que los valores obtenidos son análogos a los del futuro cercano.

4.5 SÍNTESIS DE RESULTADOS

En resumen, lo que se obtiene al finalizar este capítulo son PMDA asociadas a diferentes períodos de retorno, tanto para el período histórico como para los periodos futuros con diferentes escenarios de GEI.

Para proseguir con la estimación de curvas idT futuras, y con el fin de facilitar el análisis, se elige un GCM que represente a cada estación analizada y a los diferentes escenarios en el periodo futuro cercano y lejano. El criterio de elección se basa en priorizar aquellos modelos cuyos resultados para el periodo histórico fueron más satisfactorios. Además, se busca utilizar aquellos modelos que no hayan tenido datos dudosos y que hayan verificado las pruebas de Independencia, Estacionariedad y Homogeneidad para un nivel de significancia del 5%.

En conclusión, para la estación *Córdoba Observatorio*, se utilizará el modelo "CNRM-CM5" para los períodos futuro cercano y lejano para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, mientras que para el futuro cercano y lejano para el escenario A1B se utilizará el modelo "MRI-JMA". Por otro lado, para la estación *El Durazno* se utilizará, para el futuro cercano y lejano para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, el modelo "GFDL-ESM2G", por otro lado, al igual que para la estación anterior, para el futuro cercano y lejano para el escenario A1B se utilizará el modelo "MRI-JMA".

Los resultados arrojados por los modelos elegidos se muestran en la Tabla 17 y en la Figura 37 y la Figura 38 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

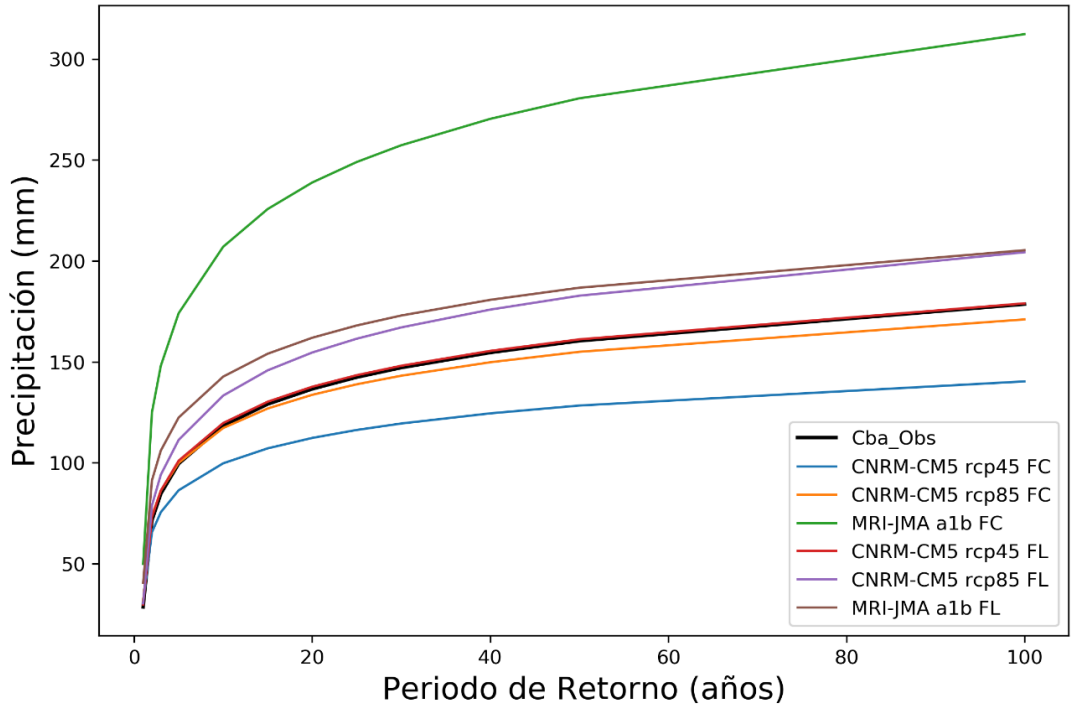


Figura 37. Mejores series generadas por GCMs para Córdoba Observatorio.

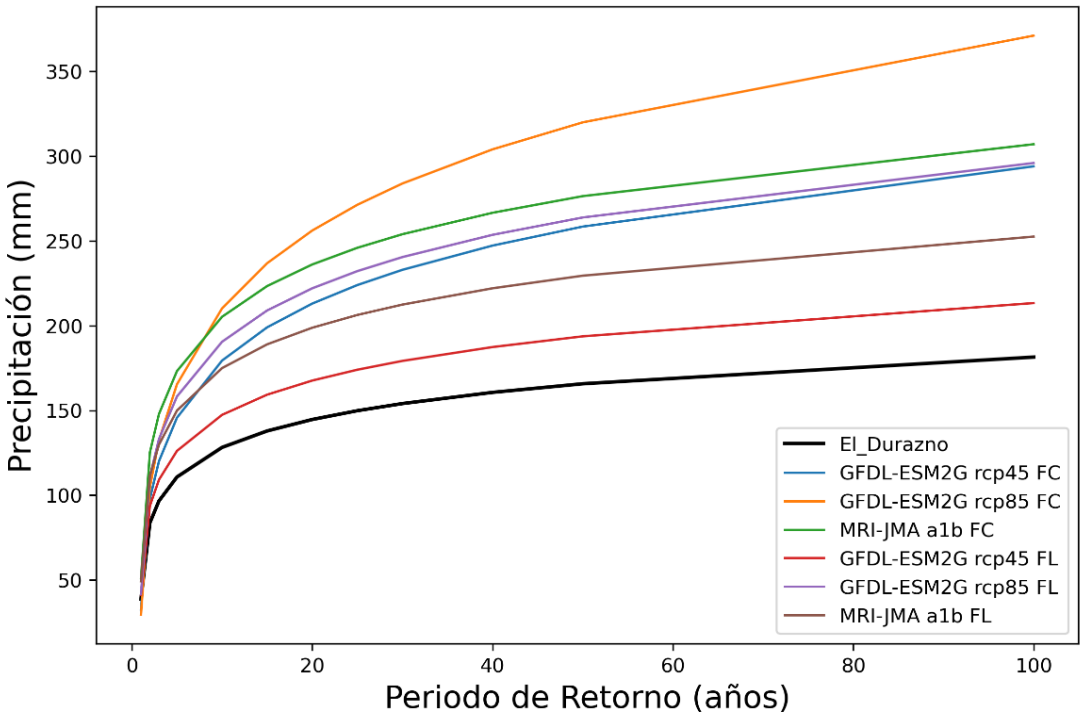


Figura 38. Mejores series generadas por GCMs para El Durazno.

Periodo	Escenario	Estación	
		Córdoba Observatorio	El Durazno
Futuro Cercano	RCP4.5	CNRM-CM5	GFDL-ESM2G
	RCP8.5	CNRM-CM5	GFDL-ESM2G
	A1B	MRI-JMA	MRI-JMA
Futuro Lejano	RCP4.5	CNRM-CM5	GFDL-ESM2G
	RCP8.5	CNRM-CM5	GFDL-ESM2G
	A1B	MRI-JMA	MRI-JMA

Tabla 17. Mejores series generadas por GCMs para cada estación y cada escenario.

CAPÍTULO 5: ESTIMACIÓN DE CURVAS INTENSIDAD – DURACIÓN – PERÍODO DE RETORNO FUTURAS (IDT) PARA DURACIONES MAYOR A 1 DÍA

En el capítulo anterior, se definió cuáles serán las series futuras de precipitación diaria generadas por GCMs que se utilizarán para la generación de curvas idT futuras. Una vez obtenida esta conclusión, y según los modelos elegidos, se realizó Análisis de Frecuencia sobre series de Precipitaciones Máximas Anuales asociadas a duraciones de 1 a 7, y 15 días.

Según lo explicado en la unidad 2.3, al realizar el análisis de frecuencia sobre series de diferentes duraciones se obtienen puntos idT. Es decir, intensidades asociadas a duraciones y periodos de retorno establecidos con anterioridad. Esto tiene la desventaja que si uno quisiera obtener el valor de la intensidad para otras duraciones y periodos de retorno que no fueron preestablecidos no sería posible, por lo tanto, luego de obtener los puntos idT se ajustará el Modelo DIT (presentado en el 2.3.2.2), con el objetivo de representar la relación entre las tres variables (i, d y T) como una superficie continua.

Con la ayuda de las herramientas computacionales desarrolladas, se muestra en primer lugar los puntos idT obtenidos al aplicar análisis de frecuencia a las diferentes series escogidas. Luego se presentan los parámetros del Modelo DIT que se obtienen al realizar el ajuste de este sobre los puntos anteriores y se compara con curvas generadas a partir de series históricas observadas. Finalmente se realiza una aplicación de una de las curvas idT obtenidas.

5.1 ANÁLISIS DE FRECUENCIA PARA LA OBTENCIÓN DE PUNTOS IDT

Con los datos, fruto del análisis de frecuencia aplicado a las series de las diferentes duraciones, se obtuvieron los puntos idT para las estaciones de *Córdoba Observatorio* y *El Durazno* graficando la intensidad, definida en el punto 1.2.1 como la relación entre la lámina (precipitación obtenida mediante los GCMs) y las duraciones (en horas), en función de la duración para cada periodo de retorno. Los resultados para cada escenario analizado en el punto 4.4 se muestran en la Figura 39 y la Figura 40 para la estación *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

Se utilizó el mismo modelo climático para el período futuro cercano y lejano para dos de los escenarios de emisión de GEI (*RCP4.5* y *RCP8.5*). Para el tercer escenario, *A1B*, se utilizó otro modelo climático.

En la Figura 39, *Córdoba Observatorio*, puede verse que, tanto para el futuro cercano como para el futuro lejano, las intensidades de lluvia que se generan a partir del escenario de emisión de GEI *RCP4.5*, son menores con respecto a las obtenidas con el escenario *RCP8.5*. Si se remonta al punto 1.3.1, donde se describen estos escenarios, el primero es un escenario en el cual la emisión de GEI es menor que en el segundo, suponiéndose en este último, que no habrá ninguna mejora que reduzca las emisiones.

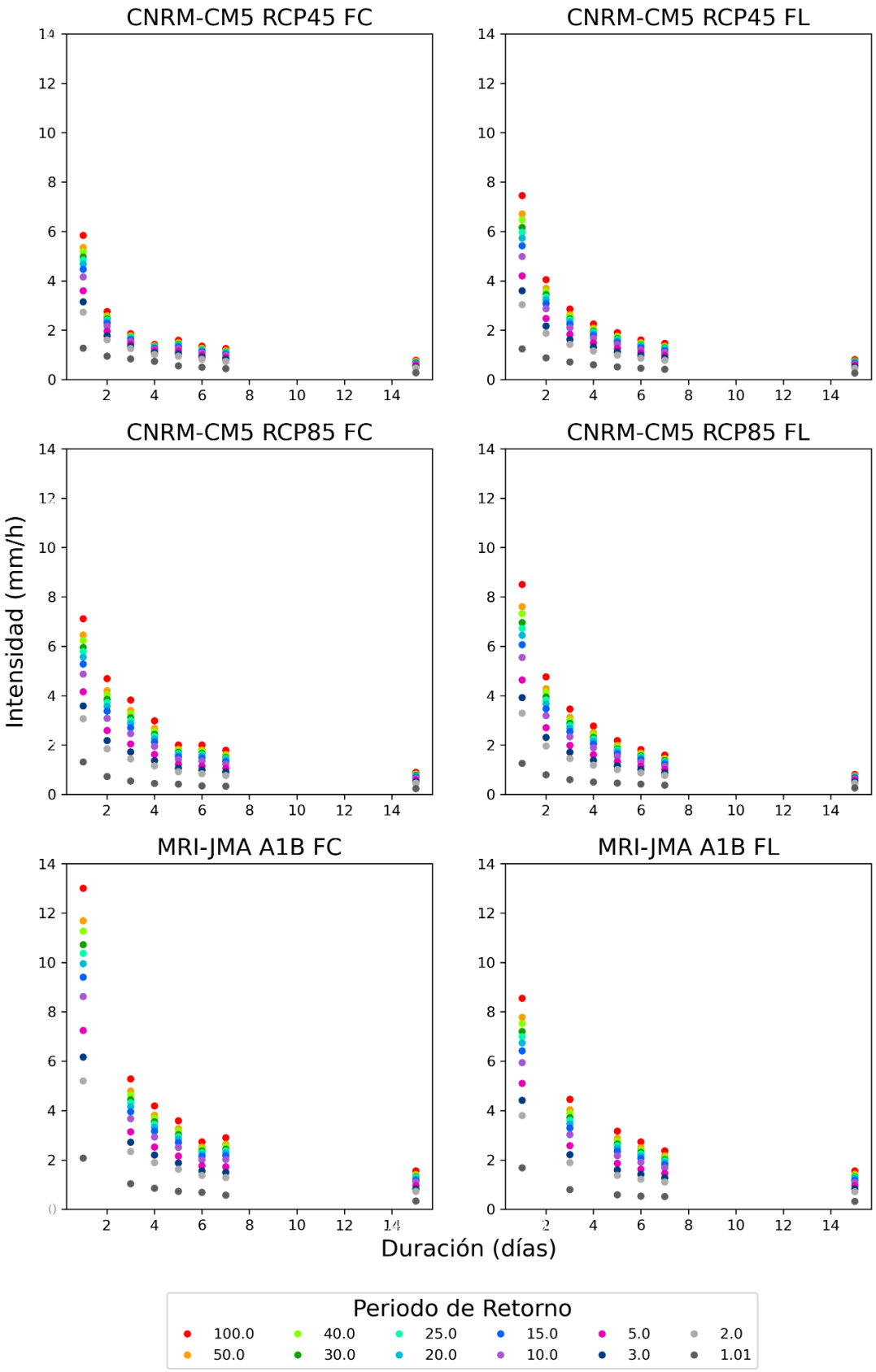


Figura 39. Puntos idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación Córdoba Observatorio.

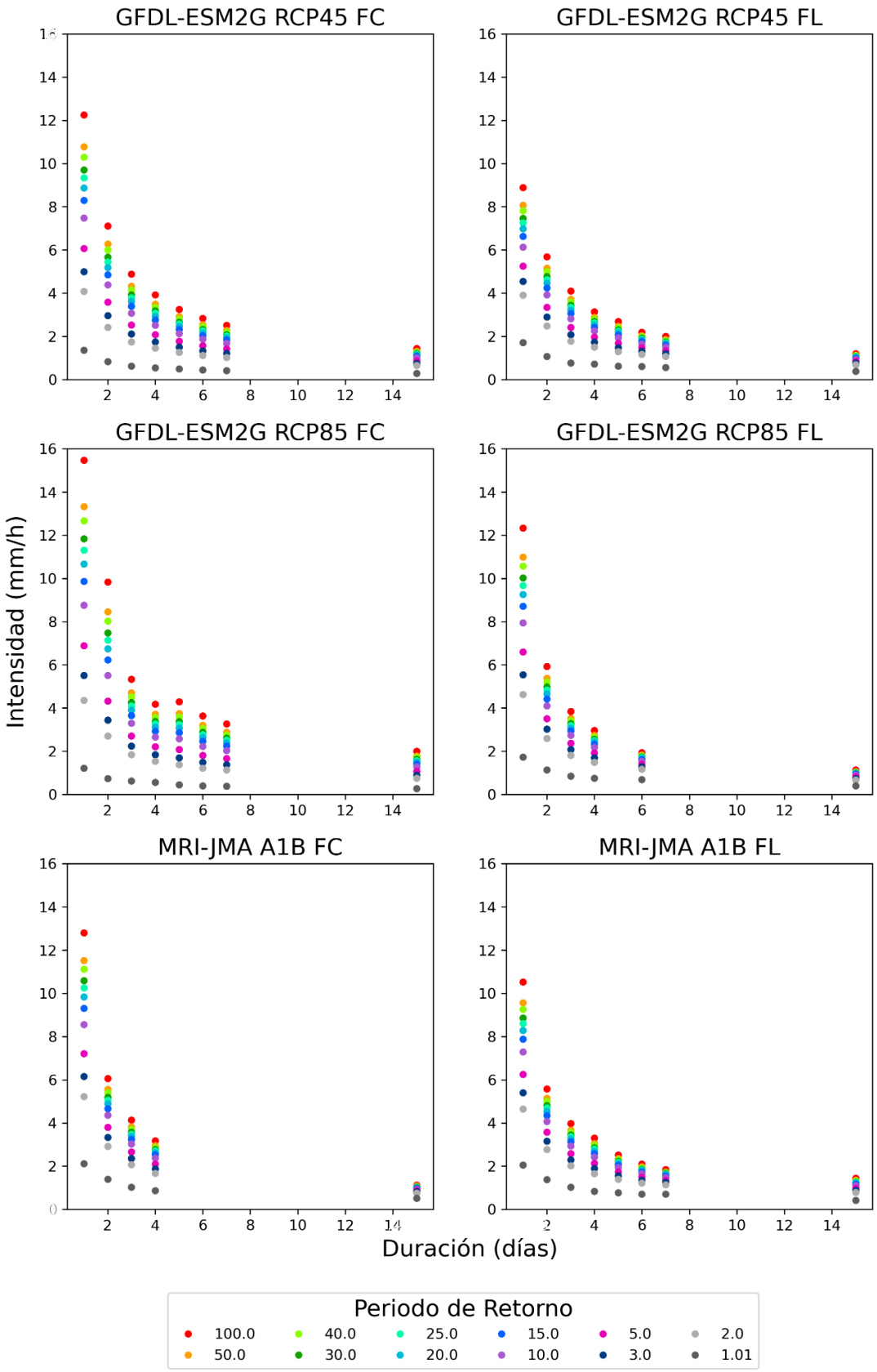


Figura 40. Puntos idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación El Durazno.

A su vez, en la Figura 39 puede verse que, tanto para el escenario de emisión de GEI *RCP4.5*, como para el *RCP8.5*, las intensidades de lluvia que se generan en el futuro cercano son menores con respecto a las obtenidas para el futuro lejano. Lo contrario ocurre para el escenario *A1B*, donde puede verse que las intensidades para el futuro cercano resultan mayores a las que se obtienen para el futuro lejano. Además, se encuentra que para este algunas de las series fueron eliminadas por no cumplir alguna prueba estadística (duración de 2 días para *A1B FC* y 2 y 4 días para *A1B FL*). Al igual que con los otros escenarios, si se recuerda la descripción de este escenario, este es aquel que supone una utilización equilibrada de energía en el futuro, comparado con *A1FI* (fuente fósil) y *A1T* (fuente no fósil).

Por otro lado, de la Figura 40, *El Durazno*, puede verse que, tanto para el futuro cercano como para el lejano, las intensidades de lluvia que se generan a partir del escenario de emisión de GEI *RCP4.5* son menores con respecto a las obtenidas con el escenario *RCP8.5*. Además, se observa que, para todos los escenarios de emisión de GEI, las intensidades de lluvia que se generan en el futuro cercano son mayores con respecto a las obtenidas para el futuro lejano.

Por último, es importante notar que para los escenarios *RCP8.5 FL* y *A1B FC* hubo series de ciertas duraciones que no verificaron alguna de las pruebas estadísticas por lo que fueron descartadas.

5.2 AJUSTE DE MODELOS MATEMÁTICOS A LOS PUNTOS IDT

Una vez obtenidos los puntos idT para cada una de las estaciones analizadas, se procede a realizar el ajuste del Modelo DIT. Este modelo requiere el ajuste de cuatro parámetros: A, B, C, y q. En la provincia de Córdoba, se pudo determinar que $q = 5/3$ (Caamaño y Dasso, 2003), por lo que solo se encuentran los otros tres parámetros. Los resultados de estos para los diferentes escenarios analizados son los siguientes:

	Modelos de *Córdoba Observatorio*					
	CNRM-CM5 RCP4.5 FC	**CNRM-CM5 RCP8.5 FC**	**MRI-JMA A1B FC**	**CNRM-CM5 RCP4.5 FL**	**CNRM-CM5 RCP8.5 FL**	**MRI-JMA A1B FL**
A	0.2165	0.3656	0.3401	0.2926	0.3394	0.3458
B	0.0969	0.1071	0.1092	0.11	0.1162	0.09027
C	3.626	4.066	4.656	4.188	4.438	3.782
	Modelos de *El Durazno*					
	GFDL-ESM2G RCP4.5 FC	**GFDL-ESM2G RCP8.5 FC**	**MRI-JMA A1B FC**	**GFDL-ESM2G RCP4.5 FL**	**GFDL-ESM2G RCP8.5 FL**	**MRI-JMA A1B FL**
A	0.4139	0.4753	0.2874	0.3088	0.3047	0.2725
B	0.1073	0.1033	0.1158	0.1025	0.1165	0.1043
C	4.35	4.29	4.823	4.193	4.733	4.365

Tabla 18. Parámetros del Modelo DIT estimados para las series analizadas.

A partir de estos parámetros y mediante la ecuación que representa al Modelo DIT se pueden obtener las curvas idT correspondientes. Las curvas idT obtenidas para *Córdoba Observatorio* se muestran en la Figura 41, mientras que para *El Durazno* en la Figura 42.

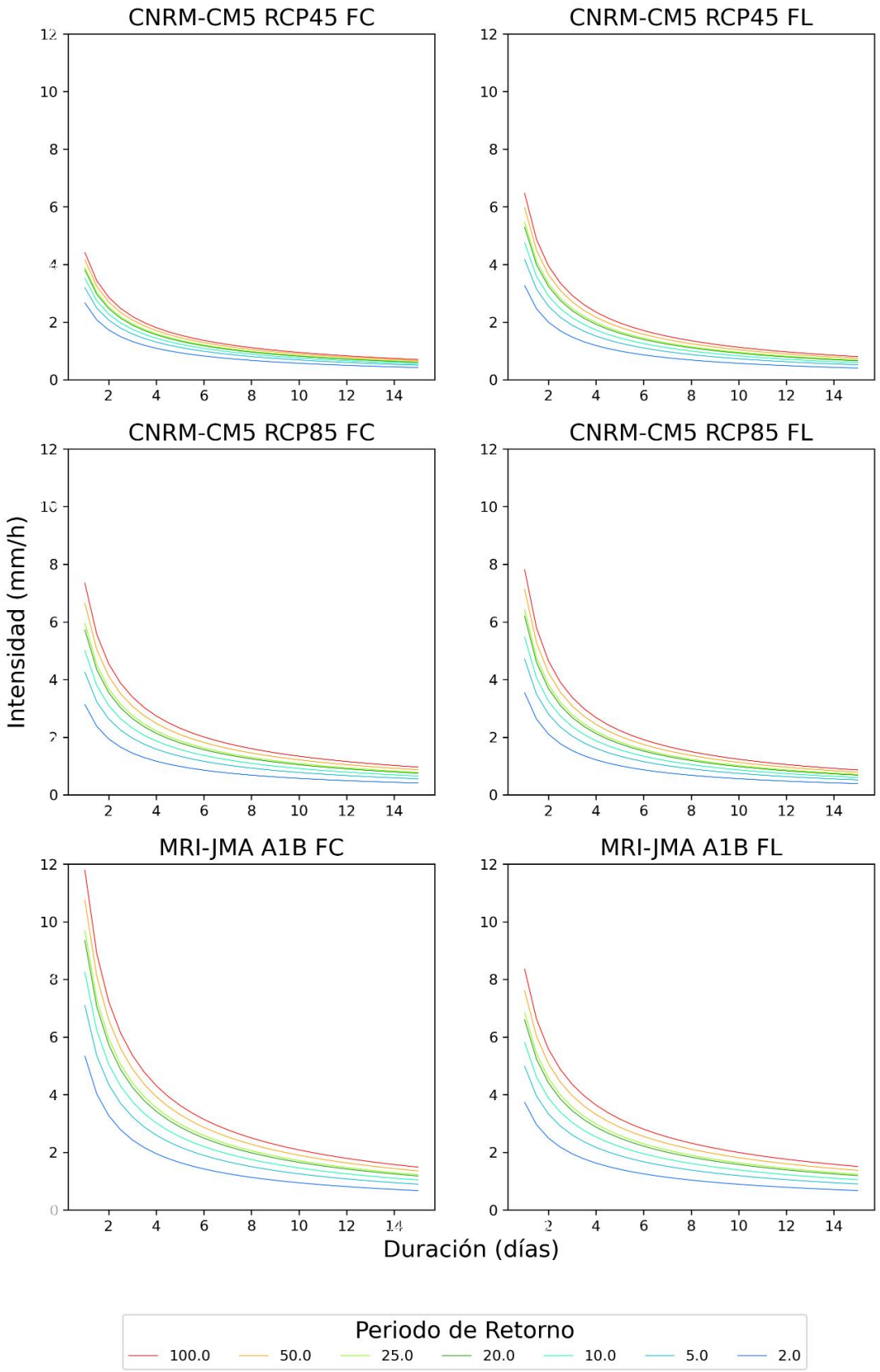


Figura 41. Curvas idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación Córdoba Observatorio.

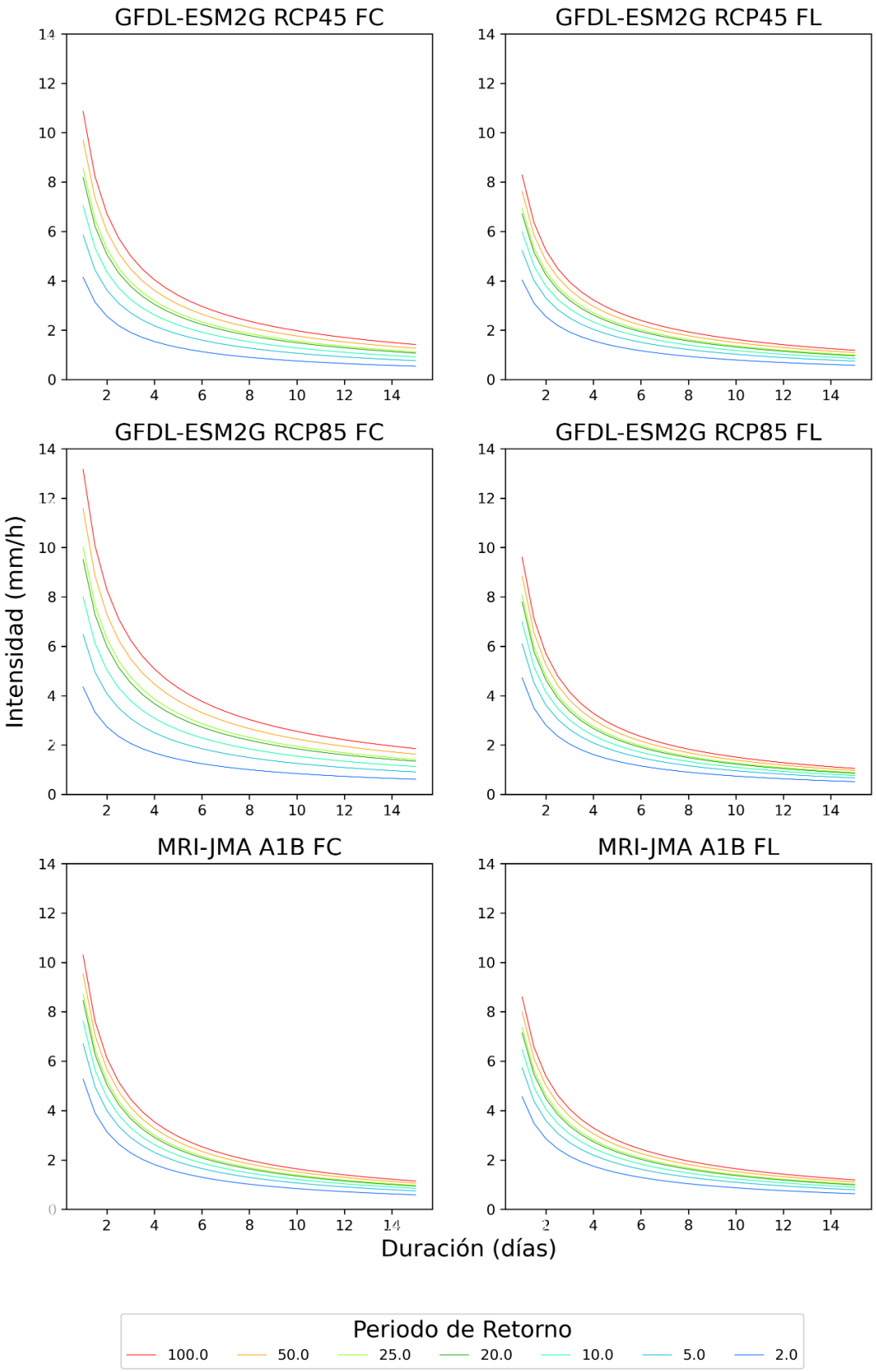


Figura 42. Curvas idT para las series corregidas generadas por GCMs para los escenarios de periodos futuros de la estación El Durazno.

Una vez que se obtienen las curvas idT para cada una de las estaciones analizadas, se procede a evaluar la diferencia entre estas y los puntos idT generados anteriormente. Para analizar esto se utiliza la diferencia relativa porcentual que existe entre las intensidades obtenidas con cada uno de los métodos. Esto se calcula para los seis casos de análisis y se presenta en la Tabla 44 y la Tabla 55.

Para el caso de *Córdoba Observatorio*, para la mayoría de los casos analizados se obtienen diferencias relativas porcentuales no significativas (entre -10 y 10%). Se observan algunos casos particulares, principalmente para el período futuro cercano. Por ejemplo, para el escenario *RCP4.5*, para duraciones de 1 y 4 días se obtienen diferencias relativas porcentuales mayores al 10% para periodos de retorno mayores a 5 años.

Para la estación de *El Durazno*, ocurre lo mismo que para *Córdoba Observatorio*, la mayoría de los casos analizados arrojan diferencias relativas porcentuales no significativas (entre -10 y 10%). Pero también se encuentran ciertos casos particulares. Para el período futuro cercano, tanto para los escenarios de GEI *RCP8.5* y *A1B*, se obtienen mayores diferencias para duraciones de 1 y 4 días para períodos de retorno mayores a los 20 años. Mientras que, para el período futuro lejano, para los mismos escenarios de GEI, se obtienen mayores para una duración de 15 días y bajos periodos de retorno.

5.3 COMPARACIÓN ENTRE LAS CURVAS IDT ACTUALES OBTENIDAS A PARTIR DE SERIES HISTÓRICAS DE ESTACIONES TERRENAS Y LAS CURVAS idT FUTURAS OBTENIDAS A PARTIR DE GCMS.

Una vez obtenidas las curvas idT futuras, se procede a comparar las mismas con las curvas idT obtenidas mediante series históricas observadas en las estaciones terrenas analizadas. El objetivo consiste en analizar el comportamiento que tendrán las precipitaciones máximas a futuro.

Las curvas idT históricas fueron obtenidas en estudios anteriores (Ferreras, 2020 y Ferrari, 2020), en la Tabla 19 se presentan los parámetros del Modelo DIT que se obtuvieron para las estaciones analizadas.

	Córdoba Observatorio	**El Durazno**
A	0.3893	0.3172
B	0.1067	0.1037
C	3.963	4.042

Tabla 19. Parámetros del Modelo DIT estimados para las series observadas.

Para realizar la comparación entre lo histórico y lo futuro, se eligen cuatro períodos de retorno a analizar: 100, 50, 25 y 10 años. A continuación, en la Figura 43 y la Figura 44 se muestran las curvas históricas y futuras obtenidas para esos períodos de retorno y para las diferentes duraciones para las estaciones *Córdoba Observatorio* y *El Durazno*, respectivamente.

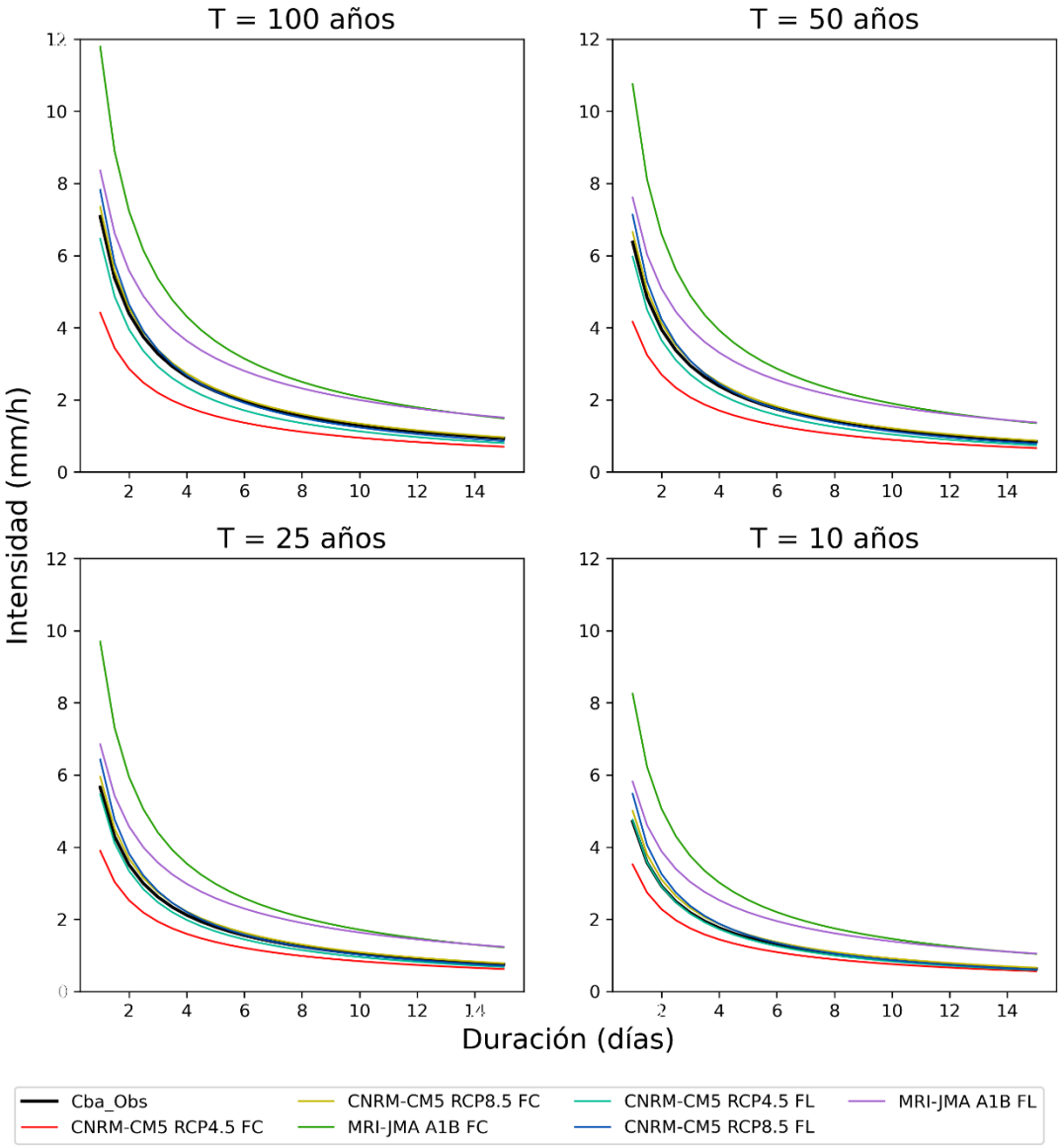


Figura 43. Comparación de las curvas idT para escenarios futuros de emisión de GEI con la serie observada de la estación Córdoba Observatorio.

De la figura anterior puede verse que según el modelo CNRM-CM5 para un escenario de emisión de GEI *RCP4.5*, para un futuro cercano las intensidades de lluvia disminuirían, con respecto a las actuales, para los 4 períodos de retorno analizados. Esto último implica que, según estos modelos, el período de retorno de las intensidades actuales será mayor, por lo tanto, ocurrirán con menos frecuencia. Mientras que, para un futuro lejano, las mismas serían similares a las intensidades que se tienen actualmente.

Según el mismo modelo, pero para un escenario de emisión de GEI *RCP8.5*, se observa que, tanto para el futuro cercano, como para el futuro lejano, se tendrán intensidades similares a las actuales, siendo las del futuro lejano mínimamente mayores a las del futuro cercano, para los 4 períodos de retorno analizados.

Con respecto al modelo MRI-JMA para el escenario *A1B*, se observa que, tanto para el futuro cercano como para el futuro lejano, las intensidades de lluvia aumentarán con respecto a las actuales, siendo mayores para el futuro cercano, para los 4 períodos de

retorno analizados. Esto implica que, según estos modelos, el período de retorno de las intensidades actuales será menor, por lo tanto, ocurrirán con mayor frecuencia.

Si ahora se compara el modelo CNRM-CM5 según los diferentes escenarios de emisión de GEI puede verse que, para todos los períodos de retorno analizados, para un futuro cercano, suponiéndose que no habrá ninguna mejora que reduzca las emisiones de GEI (*RCP8.5*), las intensidades de lluvia se mantendrán similares a la actuales. Mientras que si se reduce la cantidad de emisiones (*RCP4.5*), las intensidades para el futuro cercano también se deducirán. Por otro lado, para el periodo futuro lejano puede verse que tanto para el escenario *RCP4.5* como para el *RCP8.5*, las intensidades se mantendrán muy parecidas a las actuales, siendo un poco menores las que ocurrirían si se disminuyen las emisiones, y un poco mayores si las mismas no se reducen.

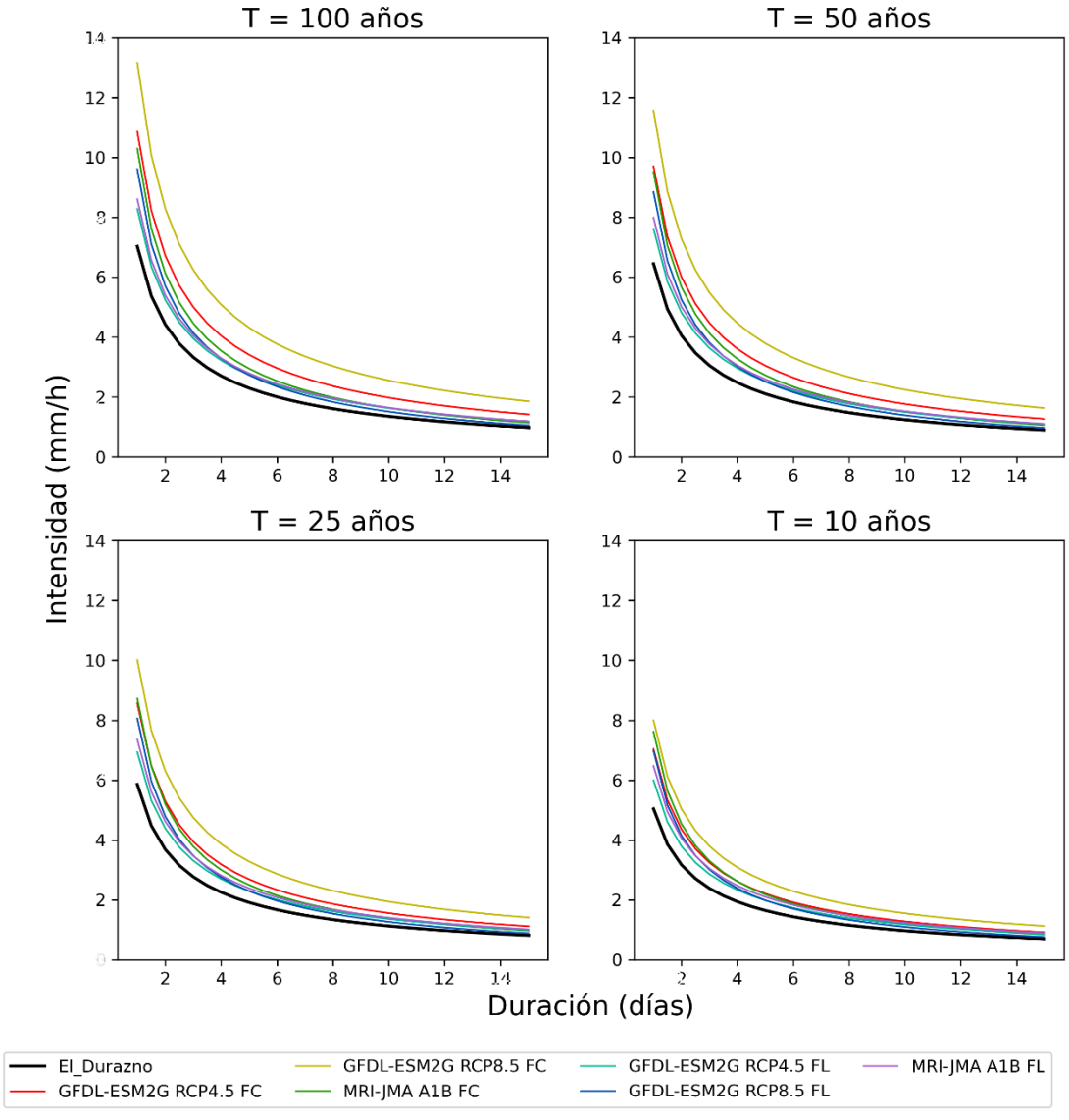


Figura 44. Comparación de las curvas idT para escenarios futuros de emisión de GEI con la serie observada de la estación El Durazno.

De la figura anterior se puede ver que, para los cuatro períodos de retorno analizados, tanto el modelo GFDL-ESM2G como el MRI-JMA para el futuro cercano y lejano, y para sus escenarios de emisiones de GEI correspondientes, arrojan valores de intensidad de lluvia mayores a las intensidades de lluvia actuales. Esto implica que, según estos

modelos, el período de retorno de las intensidades actuales será menor, por lo tanto, ocurrirán con mayor frecuencia.

De acuerdo con el modelo GFDL-ESM2G, para el futuro cercano, las intensidades de lluvia serán mayores para el escenario de emisión de GEI *RCP8.5* que para el escenario *RCP4.5*, para los 4 períodos de retorno analizados. Como ya se mencionó, el escenario *RCP4.5* implica que se reducirán las emisiones de GEI, mientras que el escenario *RCP8.5* sostiene que no habrá ninguna mejora en relación con las emisiones.

Ahora bien, según el mismo modelo, para el futuro lejano, observado los dos escenarios de emisión, se observa que las intensidades de lluvia serán similares entre sí, notándose un mínimo aumento para el escenario *RCP8.5*, en los cuatro períodos de retorno analizados.

Por último, según este modelo, se ve que las intensidades de lluvia en el futuro cercano serán mayores a las intensidades que se generen en el futuro lejano para ambos escenarios de emisión de GEI.

Se puede apreciar cómo, con el aumento del periodo de retorno, la diferencia entre el modelo GFDL-ESM2G y los demás aumenta.

Con respecto al modelo MRI-JMA para el escenario *A1B*, se observa que, tanto para el futuro cercano como para el futuro lejano, como ya se mencionó, las intensidades de lluvia aumentarán con respecto a las actuales, siendo mayores para el futuro cercano, para los 4 períodos de retorno analizados.

5.4 APLICACIÓN DE LAS CURVAS IDT FUTURAS PARA DURACIONES MAYORES A LA DIARIA

Con el objetivo de aplicar las herramientas generadas se decide realizar la caracterización de un evento extremo ocurrido en las Sierras de la Provincia de Córdoba. El evento analizado fue caracterizado anteriormente según las curvas idT actuales, por lo tanto, en este punto se hará una caracterización según las curvas idT futuras y se comprará con la caracterización anterior.

El evento seleccionado corresponde a un suceso ocurrido los días próximos al 14 de febrero del año 2014 en la cuenca alta del Río Tercero y en este caso, se analizará únicamente lo ocurrido en la estación *El Durazno* (Figura 45).

Este evento generó importantes crecidas en la cuenca, y tuvo características únicas en cuanto a lo sucedido los días anteriores y posteriores a la fecha. Es decir, la singularidad del evento no estuvo dada únicamente por la precipitación ocurrida el mismo 14 de febrero sino más bien por las condiciones de saturación de la cuenca en los días previos y las precipitaciones registradas los días posteriores al evento. Es por ello por lo que para el análisis que se realiza se utilizan los datos de precipitaciones durante todo el mes de febrero del año 2014 (Ferreras, 2020).

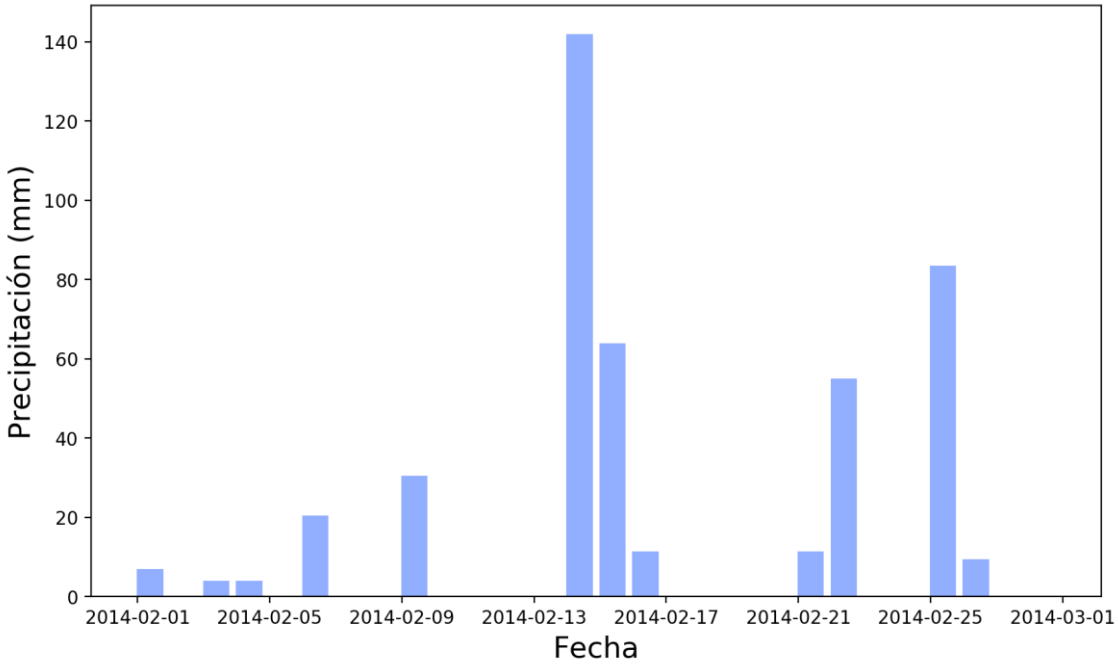


Figura 45. Hietograma de la estación El Durazno para el mes de febrero del año 2014.

La caracterización del evento consiste en determinar su período de retorno para diferentes duraciones. Para esto, en primer lugar, se recopiló la caracterización realizada por Ferreras (2020), en la cual los períodos de retorno asociados a las diferentes duraciones e intensidades según las curvas idT actuales se muestran en la Tabla 20.

Duración (días)	Intensidad (mm/h)	Período de retorno
1	5.92	27
2	4.29	78
3	3.02	46
4	2.27	26
5	1.81	18
6	1.51	13
7	1.41	18
15	1.05	>100

Tabla 20. Periodos de retorno obtenidos del modelo DIT de las series observadas de la estación El Durazno.

Luego, se procede a realizar la misma caracterización utilizando las curvas idT futuras, para finalmente realizar una comparación entre los periodos de retorno para los cuales se obtiene la misma intensidad de lluvia generada por el evento analizado.

Los períodos de retorno asociados a las diferentes duraciones e intensidades según las curvas idT futuras se muestran en la Tabla 21. En esta se muestra claramente que los periodos de retorno obtenidos de los escenarios de emisión de GEI son menores que los obtenidos de las series históricas observadas para una misma intensidad y duración. Esto implica que, para una intensidad determinada, la probabilidad de ocurrencia es mayor. Dicho de otra manera, se puede concluir que, a igual periodo de retorno, las intensidades de lluvia determinadas con modelos climáticos en *El Durazno* resultarían mayores a las obtenidas de observaciones terrenas.

D (días)	I (mm/h)	Serie Observada T (años)	GFDL-ESM2G RCP4.5 FC T (años)	GFDL-ESM2G RCP8.5 FC T (años)	MRI-JMA A1B FC T (años)	GFDL-ESM2G RCP4.5 FL T (años)	GFDL-ESM2G RCP8.5 FL T (años)	MRI-JMA A1B FL T (años)
1	5.92	27	5	4	3	9	4	6
2	4.29	78	9	6	7	22	12	15
3	3.02	46	7	5	6	14	10	9
4	2.27	26	6	4	5	9	8	6
5	1.81	18	5	3	4	6	6	4
6	1.51	13	4	3	3	5	5	4
7	1.41	18	5	3	4	6	7	4
15	1.05	>100	18	8	46	37	94	31

Tabla 21. Periodos de retorno obtenidos del modelo DIT de cada escenario futuro de emisión de GEI de la estación El Durazno.

Para el futuro cercano el escenario que menor periodo de retorno estima es *RCP8.5*, lo que quiere decir que para este escenario la probabilidad de que ese evento ocurra es mayor. En el futuro lejano, ocurre lo mismo hasta una duración de 3 días, a partir de la cual el escenario más desfavorable pasa a ser el *A1B.*

Además, se observa que, en la mayoría de los casos, para el futuro cercano se obtienen menores periodos de retorno, la excepción ocurre para una duración de 15 días para el escenario *A1B*. Lo que esto significa es que en los próximos años se esperaría que ese evento ocurra con mayor frecuencia, disminuyendo para la segunda mitad del siglo, pero nunca volviendo a ser como en el año que sucedió.

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A lo largo de los capítulos del trabajo se desarrollaron metodologías con el objetivo de obtener curvas idT para dos estaciones de la provincia de Córdoba. Las series a las que normalmente se les aplica análisis de frecuencia para luego obtener las curvas, son series históricas observadas en estaciones terrenas. En cambio, en este trabajo, se evaluaron series obtenidas de la aplicación de GCMs teniendo en cuenta distintos escenarios de emisión de GEI para periodos futuros. El fin de realizar curvas idT con estas últimas series es comparar los resultados con las curvas generalmente utilizadas.

Las dos metodologías que se utilizaron (puntos 2.2 y 2.3) permiten llegar a dos conclusiones sobre las series generadas por GCMs. De los resultados del Capítulo 3: se puede observar que, aunque la mejor técnica de corrección para una serie generada por un modelo para el período histórico es Quantile Mapping, al aplicarla en el periodo futuro no se observan resultados satisfactorios, siendo la técnica elegida la corrección de la media mediante una escala. Luego, en el Capítulo 4:, se analizaron todas las series, corregidas según el capítulo anterior, concluyendo en qué modelos se deberían utilizar para estimar el comportamiento para los periodos futuros. Estos son los que se utilizaron para generar las curvas idT del Capítulo 5:.

En general la intensidad obtenida a partir de series futuras de GCMs es mayor que para las series observadas. Para *Córdoba Observatorio*, el escenario más desfavorable es el *A1B*, creciendo aún más para el futuro lejano. El escenario *RCP4.5* arroja menores intensidades en el futuro cercano y se aproxima a las intensidades actuales en el lejano. El escenario *RCP8.5* tiene resultados similares a los correspondientes al de la estación terrena, mostrando un leve aumentando en el futuro lejano.

Cuando se analizan los resultados para *El Durazno*, se puede ver que el escenario para el cual se obtienen mayores intensidades es el *RCP8.5* en el futuro cercano, disminuyendo hacia el lejano. Con respecto a los otros dos escenarios, también presentan una disminución hacia el lejano, teniendo el escenario *RCP4.*5 mayores magnitudes que el *A1B*.

En conclusión, la intensidad de la lluvia es mayor aplicando los escenarios de emisión de GEI. Los modelos recomendados son los utilizados en el Capítulo 5:, “CNRM-CM5” para *Córdoba Observatorio* y “GFDL-ESM2G” para *El Durazno*. Luego de completar el análisis, la recomendación es no utilizar los modelos del escenario *A1B* en *Córdoba Observatorio*, debido a los resultados de este para el periodo histórico. En cuanto al escenario, el *RCP8.5* es el más desfavorable en ambas estaciones. Además, estos últimos modelos indicados, representan

Diseñar mediante lluvias de diseño definidas a partir de estas curvas futuras puede resultar antieconómico en algunos casos, sobre todo cuando las intensidades futuras sean mucho mayores a las actuales. La recomendación es diseñar utilizando las curvas idT últimas y verificar con las curvas futuras. En caso de que la medida de diseño no verifique hacia el futuro, se podría realizar un análisis económico para determinar en qué momento es más favorable realizar los cambios en el diseño. Se podría optar por diseñar con la intensidad menos favorable, o realizar mejoras parciales a lo largo de su vida útil. Algo análogo a esto se presentó por Baraquet (2018) para el caso de contar con series de precipitación máxima no estacionarias. La primera opción aumenta el costo inicial y, debido a la incertidumbre de los GCMs, puede llevar a un sobredimensionamiento innecesario. La segunda permite tener un mayor control, ya que se puede ir evaluando la variable a medida que se van obteniendo más datos de las estaciones terrenas.

Al final del Capítulo 5: se comparan las curvas idT obtenidas con registros históricos en *El Durazno* versus aquellas obtenidas en el mismo punto a partir de GCMs. Como se mencionó anteriormente, vemos que para emisiones mayores (*RCP8.5*) son más desfavorables que para emisiones menores (*RCP4.5*), mientras que en el futuro cercano la magnitud es mayor que en el lejano. Por otro lado, si se desea diseñar un puente, por ejemplo, para aplicarse estas curvas idT, la duración crítica de la cuenca para dicho punto de cierre debería ser de al menos 1 día. De lo contrario se debería convertir la idT mediante relación de láminas a duraciones menores. En este sentido quedaría a criterio del proyectista dimensionar con la curva más desfavorable y hacer una obra más costosa (aunque más segura), o de lo contrario diseñar con un criterio de minimizar el costo de la obra, aunque asumiendo un riesgo de excedencia. En este informe no se realiza este estudio económico, pero se propone como una línea de trabajo a seguir.

Todo el trabajo realizado ha sido una experiencia muy importante, no solo como aplicación de los conceptos que se han aprendido en la carrera de grado, sino también por los que se aprendieron mientras se realizaba el mismo. Entre estos últimos, la programación con el fin de analizar gran cantidad de datos hidrológicos y la aplicación de modelos climáticos son los dos que más interés despertaron. También, el entusiasmo de aquellas personas que acompañaron el proceso fue clave para sentir la necesidad de seguir aprendiendo sobre la hidráulica.

Para llegar a los resultados se utilizó un código propio desarrollado en el lenguaje de programación Python. Esto permitió facilitar el análisis de grandes cantidades de datos gracias a las múltiples bibliotecas con funciones ya definidas. En un futuro cercano se pretende seguir desarrollando estas herramientas con el objetivo de lograr un software de uso libre.

Finalizando, los GCMs son una muy buena opción para evaluar el comportamiento de las precipitaciones máximas anuales en un futuro. Al poder incluir los efectos de una variación en las emisiones de GEI, se logra analizar diferentes caminos que puede seguir la variable para poder tomar decisiones en base a estos. Al analizar los GCMs se mencionó que los mismos presentan incertidumbres. Para periodos futuros esa incertidumbre es aún mayor, debido a que no hay datos observados con los cuales se pudiera hacer una comparación. Por lo tanto, estos resultados no deben adoptarse como definitivos, sino que hay que controlar cómo estos escenarios se van desarrollando y cómo son las nuevas observaciones de las variables, para saber cuál es la curva que mejor estima la magnitud.

Todos los resultados obtenidos fueron producto de un análisis en continuo desarrollo y sirve como primera aproximación sobre cómo utilizar las bases de datos creadas de la aplicación de modelos climáticos. Los modelos representantes de cada escenario fueron elegidos en base a los resultados que estos mismos tuvieron en el pasado y los resultados de las pruebas estadísticas aplicadas, pero no tienen que ser específicamente estos los que mejor ajusten, sino que se deben analizar varios resultados para abarcar todas las posibilidades. Se podrían utilizar los demás modelos para controlar el comportamiento de la variable, puede que uno de esto sea el más adecuado en un futuro.

ANEXO 1: TABLAS

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
CCSM4_historical_PR	**1991**	1	236.65
CMCC-CM_historical_PR	**1993**	1	288.88
ETA-HadCM3_his_PR	**1964**	1	152.48
GFDL-ESM2G_historical_PR	**1978**	1	220.17
MRI-CGCM3_historical_PR	**2006**	1	284.01
MRI-JMA_historical_PR	**1990**	1	172.50
NorESM1-M_historical_PR	**2007**	1	233.85
	1989	2	137.18

Tabla 22. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
CCSM4_historical_PR	**1991**	1	314.68

Tabla 23. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
CMCC-CM_historical_PR	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 99%
MRI-JMA_historical_PR	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%

Tabla 24. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

Las demás pruebas se muestran a continuación:

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
MPI-ESM-LR_historical_PR	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 99%

Tabla 25. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4	48	74.02	28.15	34.65	54.23	65.03	92.75	172.94
CMCC-CM	48	72.93	24.09	34.69	57.61	68.73	84.27	154.84
CNRM-CM5	49	77.34	30.02	25.50	60.60	70.20	94.01	167.69
CSIRO-Mk3-6-0	49	77.34	30.71	33.64	54.38	74.15	96.35	172.10
ETA-HadCM3	29	74.75	17.99	43.87	62.41	70.95	90.09	120.50
GFDL-ESM2G	48	74.36	26.83	37.52	55.56	67.38	93.24	145.20
IPSL-CM5A-MR	49	77.34	42.66	29.36	46.77	62.84	99.67	233.87
MM5-HadCM3	30	77.34	43.31	20.54	40.55	70.10	113.74	171.92
MPI-ESM-LR	49	77.34	35.35	24.62	52.64	68.13	93.28	201.48
MRI-CGCM3	48	73.03	23.69	34.43	54.90	65.30	86.94	127.25
MRI-JMA	25	73.53	23.01	39.37	58.15	69.22	79.42	139.35
REMO-ECHAM5	30	77.34	40.91	22.97	49.64	71.82	91.92	178.62

Tabla 26. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4	48	83.95	32.40	41.38	61.64	69.60	107.56	195.31
CMCC-CM	49	88.66	38.42	33.78	60.75	85.17	104.25	192.91
CNRM-CM5	49	88.66	38.25	32.86	64.30	76.17	113.64	176.16
CSIRO-Mk3-6-0	49	88.66	35.86	36.30	62.55	80.14	111.55	223.14
ETA-HadCM3	30	88.66	20.08	52.94	70.87	90.11	102.01	138.99
GFDL-ESM2G	49	88.66	30.67	47.16	66.31	80.26	102.83	197.34
IPSL-CM5A-MR	49	88.66	42.84	25.05	64.38	73.48	105.48	252.02
MM5-HadCM3	30	88.66	60.46	12.95	42.27	67.23	124.36	262.55
MPI-ESM-LR	49	88.66	45.39	19.05	53.18	75.39	112.22	224.51
MRI-CGCM3	49	88.66	31.24	49.02	67.76	76.20	107.66	184.42
MRI-JMA	26	88.66	24.93	51.91	70.76	86.31	104.44	144.94
NorESM1-M	49	88.66	22.17	55.12	73.45	83.87	105.40	154.06
REMO-ECHAM5	30	88.66	40.01	35.37	63.86	82.57	108.54	212.42

Tabla 27. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

	EEA				
	LogNormal MV	**Gumbel MV**	**Gumbel MM**	**GEV MM**	**LogPearson 3 MM**
CCSM4	7.46	8.21	6.41	6.10	5.12
CMCC-CM	5.93	5.48	5.58	5.55	5.65
CNRM-CM5	3.74	3.69	4.70	4.63	4.67
CSIRO-Mk3-6-0	4.96	5.76	5.08	5.10	4.27
ETA-HadCM3	4.43	3.88	4.49	4.24	3.96
GFDL-ESM2G	4.46	4.75	4.84	4.68	4.25
IPSL-CM5A-MR	11.27	15.36	11.33	10.26	7.31
MM5-HadCM3	12.34	12.47	12.03	11.46	11.59
MPI-ESM-LR	6.55	8.67	6.91	6.57	5.60
MRI-CGCM3	4.34	4.53	4.55	4.30	4.14
MRI-JMA	10.33	10.12	9.05	8.92	8.40
REMO-ECHAM5	8.36	10.72	10.21	10.23	8.32

Tabla 28. Resultados de la prueba EEA para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

	Chi 2 - Valor p				
	LogNormal MV	Gumbel MV	Gumbel MM	GEV MM	LogPearson 3 MM
CCSM4	0.25	0.25	0.31	0.31	0.40
CMCC-CM	0.10	0.16	0.16	0.00	0.16
CNRM-CM5	0.06	0.18	0.06	0.16	0.06
CSIRO-Mk3-6-0	0.55	0.51	0.65	0.21	0.55
ETA-HadCM3	0.78	0.94	0.78	0.78	0.94
GFDL-ESM2G	0.01	0.03	0.04	0.03	0.01
IPSL-CM5A-MR	0.15	0.10	0.07	0.09	0.16
MM5-HadCM3	0.37	0.29	0.29	0.40	0.37
MPI-ESM-LR	0.94	0.94	0.97	0.90	0.94
MRI-CGCM3	0.14	0.13	0.26	0.14	0.13
MRI-JMA	0.06	0.06	0.06	0.05	0.05
REMO-ECHAM5	0.69	0.84	0.84	0.84	0.84

Tabla 29. Resultados de la prueba Chi Cuadrado para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

	RECM
CNRM-CM5	1.03
CSIRO-Mk3-6-0	2.39
MPI-ESM-LR	6.56
GFDL-ESM2G	11.57
CCSM4	13.95
IPSL-CM5A-MR	16.91
MRI-CGCM3	19.85
CMCC-CM	19.96
MRI-JMA	24.63
REMO-ECHAM5	30.44
ETA-HadCM3	30.45
MM5-HadCM3	38.84

Tabla 30. $RECM$ para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación Córdoba Observatorio.

	RECM
GFDL-ESM2G	2.68
MRI-CGCM3	3.18
CCSM4	4.85
CSIRO-Mk3-6-0	7.65
MRI-JMA	10.42
CMCC-CM	17.64
NorESM1-M	17.67
CNRM-CM5	18.98
ETA-HadCM3	19.75
REMO-ECHAM5	22.92
IPSL-CM5A-MR	23.43
MPI-ESM-LR	38.78
MM5-HadCM3	89.53

Tabla 31. $RECM$ para las series generadas por GCMs para el periodo histórico de la estación El Durazno.

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
CCSM4_rcp45_FC	2023	1	279.29
CNRM-CM5_rcp85_FC	2019	1	24.47
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FC	2021	1	227.20
MPI-ESM-LR_rcp85_FC	2031	1	247.43
MRI-CGCM3_rcp85_FC	2018	1	205.98
NorESM1-M_rcp45_FC	2018	1	147.68
NorESM1-M_rcp85_FC	2031	1	136.68
NorESM1-M_rcp45_FC	2028	2	127.48

Tabla 32. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación Córdoba Observatorio.

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
CMCC-CM_rcp85_FC	2026	1	391.30
CNRM-CM5_rcp45_FC	2016	1	211.75
GFDL-ESM2G_rcp45_FC	2022	1	662.84
IPSL-CM5A-MR_rcp45_FC	2018	1	218.00
MPI-ESM-LR_rcp85_FC	2031	1	254.15
NorESM1-M_rcp85_FC	2034	1	272.08

Tabla 33. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación El Durazno.

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
CCSM4_rcp45_FL	2087	1	311.02
CCSM4_rcp85_FL	2095	1	220.49
GFDL-ESM2G_rcp85_FL	2077	1	312.17
MRI-CGCM3_rcp85_FL	2079	1	167.24
MRI-JMA_a1b_FL	2083	1	267.10
REMO-ECHAM5_a1b_FL	2093	1	363.68
CCSM4_rcp45_FL	2084	2	168.26

Tabla 34. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación Córdoba Observatorio.

Serie	Año	Iteración	Valor dudoso
GFDL-ESM2G_rcp85_FL	2077	1	432.60
NorESM1-M_rcp45_FL	2089	1	244.50

Tabla 35. Resultados de la prueba de datos dudosos para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación El Durazno.

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
CCSM4_rcp85_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
CMCC-CM_rcp45_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
MPI-ESM-LR_rcp45_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 99%
MRI-JMA_a1b_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%

Tabla 36. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación Córdoba Observatorio.

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
CSIRO-Mk3-6-0_rcp45_FC	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
MPI-ESM-LR_rcp45_FC	No cumple para 99%	Cumple para 95%	No cumple para 99%
REMO-ECHAM5_a1b_FC	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 99%

Tabla 37. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro cercano de la estación El Durazno.

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
CMCC-CM_rcp85_FL	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 99%
ETA-HadCM3_a1b_FL	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 99%
GFDL-ESM2G_rcp85_FL	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
IPSL-CM5A-MR_rcp85_FL	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%

Tabla 38. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación Córdoba Observatorio.

	Prueba de Independencia	Prueba de Homogeneidad	Prueba de Estacionariedad
MPI-ESM-LR_rcp85_FL	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%
MRI-CGCM3_rcp45_FL	Cumple para 95%	Cumple para 95%	Cumple para 99%
MRI-CGCM3_rcp85_FL	Cumple para 99%	Cumple para 95%	Cumple para 95%

Tabla 39. Resultados de las pruebas de Independencia, Homogeneidad y Estacionariedad para las series generadas por GCMs para el periodo futuro lejano de la estación El Durazno.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4_rcp45_FC	23	83.25	40.42	41.49	58.20	70.30	94.84	197.90
CCSM4_rcp85_FC	24	87.92	37.02	34.35	65.21	90.00	104.06	200.26
CMCC-CM_rcp45_FC	24	83.64	30.32	32.42	65.89	84.33	107.07	139.06
CMCC-CM_rcp85_FC	24	83.07	30.72	46.06	54.64	81.40	97.64	161.39
CNRM-CM5_rcp45_FC	24	69.32	24.18	38.34	54.54	62.28	80.89	125.81
CNRM-CM5_rcp85_FC	23	78.63	28.50	36.15	55.10	76.61	94.63	138.75
CSIRO-Mk3-6-0_rcp45_FC	24	81.37	28.58	41.34	56.41	78.50	92.66	154.57
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FC	23	89.11	29.28	48.23	69.88	85.18	100.54	162.06
ETA-HadCM3_a1b_FC	24	81.38	22.01	45.11	66.72	78.86	100.59	120.16
GFDL-ESM2G_rcp45_FC	24	102.68	67.83	40.39	63.81	75.31	128.17	328.75
GFDL-ESM2G_rcp85_FC	24	103.61	47.01	35.92	76.73	93.59	120.72	232.77
IPSL-CM5A-MR_rcp45_FC	24	61.62	26.63	25.92	41.64	57.16	74.05	130.66
IPSL-CM5A-MR_rcp85_FC	24	63.52	29.20	21.90	43.50	56.26	76.78	151.94
MM5-HadCM3_a1b_FC	24	88.27	61.43	36.99	50.07	67.21	96.46	265.40
MPI-ESM-LR_rcp45_FC	24	99.16	69.18	26.14	50.51	88.28	106.00	312.50
MPI-ESM-LR_rcp85_FC	23	81.29	30.88	37.48	52.86	83.68	100.80	137.13
MRI-CGCM3_rcp45_FC	24	88.84	45.50	37.80	56.79	78.03	94.52	212.33
MRI-CGCM3_rcp85_FC	23	64.04	21.99	31.81	51.22	62.36	69.16	127.15
MRI-JMA_a1b_FC	24	135.98	63.22	65.96	97.40	111.80	154.40	329.79
REMO-ECHAM5_a1b_FC	24	78.89	35.93	21.12	52.59	73.62	106.45	160.22

Tabla 40. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano en la estación Córdoba Observatorio.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4_rcp85_FL	23	88.23	27.33	44.21	72.80	81.90	106.52	152.12
CMCC-CM_rcp45_FL	24	71.89	27.60	41.57	48.66	66.43	85.50	154.38
CMCC-CM_rcp85_FL	24	96.74	40.87	37.22	66.85	92.77	108.93	195.79
CNRM-CM5_rcp45_FL	24	78.45	29.15	33.39	52.68	77.25	92.74	132.94
CNRM-CM5_rcp85_FL	24	86.11	38.92	38.18	58.34	74.76	96.21	182.43
CSIRO-Mk3-6-0_rcp45_FL	24	84.78	25.27	45.98	68.62	75.58	103.33	130.81
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FL	24	75.02	22.64	38.83	58.67	70.27	88.00	120.39
ETA-HadCM3_a1b_FL	24	88.39	18.95	58.11	76.41	84.22	107.34	116.58
GFDL-ESM2G_rcp45_FL	24	99.48	55.33	36.45	66.73	82.22	118.21	241.84
GFDL-ESM2G_rcp85_FL	23	93.43	45.31	42.50	60.36	78.08	115.33	220.54
IPSL-CM5A-MR_rcp45_FL	24	83.81	35.66	34.91	55.65	74.12	106.84	163.00
IPSL-CM5A-MR_rcp85_FL	24	76.98	37.71	24.79	45.93	66.52	109.24	135.42
MPI-ESM-LR_rcp45_FL	24	72.76	54.27	18.32	34.38	53.11	89.70	214.34
MPI-ESM-LR_rcp85_FL	24	75.48	33.52	35.87	51.55	69.74	90.99	160.66
MRI-CGCM3_rcp45_FL	24	73.22	24.12	35.16	56.01	77.08	85.92	122.64
MRI-CGCM3_rcp85_FL	23	71.59	19.82	46.65	60.87	64.93	74.78	120.93
MRI-JMA_a1b_FL	23	96.74	32.01	45.63	66.63	101.37	124.69	144.34
REMO-ECHAM5_a1b_FL	23	87.23	36.52	25.09	62.38	82.46	111.34	170.08

Tabla 41. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano en la estación Córdoba Observatorio.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4_rcp45_FC	24	92.87	38.32	45.83	66.50	87.11	101.94	209.70
CCSM4_rcp85_FC	24	100.77	40.30	38.63	71.10	97.27	134.05	174.32
CMCC-CM_rcp45_FC	24	92.07	39.97	37.49	68.02	80.08	108.25	222.90
CMCC-CM_rcp85_FC	23	114.95	41.16	57.18	86.02	114.93	138.75	201.38
CNRM-CM5_rcp45_FC	23	89.76	25.95	50.34	74.48	87.06	97.90	148.72
CNRM-CM5_rcp85_FC	24	92.97	40.66	30.48	55.80	91.91	117.30	176.48
CSIRO-Mk3-6-0_rcp45_FC	24	88.44	28.23	50.94	64.20	85.35	106.74	146.67
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FC	24	95.02	29.11	50.52	73.97	90.04	116.14	155.23
ETA-HadCM3_a1b_FC	24	90.85	19.49	56.88	76.63	89.83	102.01	133.89
GFDL-ESM2G_rcp45_FC	23	110.60	63.20	46.25	71.96	93.77	120.45	295.43
GFDL-ESM2G_rcp85_FC	24	123.06	81.09	38.40	73.65	94.15	142.71	366.09
IPSL-CM5A-MR_rcp45_FC	23	81.56	30.49	40.04	63.76	71.37	97.25	168.57
IPSL-CM5A-MR_rcp85_FC	24	89.77	47.47	33.26	56.07	83.71	110.70	223.94
MM5-HadCM3_a1b_FC	24	129.78	110.03	25.40	52.84	95.88	163.78	501.10
MPI-ESM-LR_rcp85_FC	23	84.04	21.47	53.76	68.42	82.94	95.45	131.69
MRI-CGCM3_rcp45_FC	24	120.32	45.86	52.21	91.09	111.53	152.36	243.57
MRI-CGCM3_rcp85_FC	24	104.90	38.12	44.78	75.25	103.67	117.76	202.31
MRI-JMA_a1b_FC	24	134.84	53.35	63.93	95.05	128.70	169.24	253.87
NorESM1-M_rcp45_FC	24	94.66	22.55	51.69	83.59	89.60	107.46	140.36
NorESM1-M_rcp85_FC	23	98.10	33.15	62.79	73.18	93.12	103.82	188.13
REMO-ECHAM5_a1b_FC	24	81.14	25.35	41.36	63.52	73.73	93.03	140.58

Tabla 42. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro cercano en la estación El Durazno.

	Cantidad de Datos	Media	Desviación Estándar	Mínimo	25%	50%	75%	Máximo
CCSM4_rcp45_FL	24	103.40	51.06	47.30	62.66	84.54	131.36	217.64
CCSM4_rcp85_FL	24	123.38	73.99	52.91	78.14	94.45	146.96	357.35
CMCC-CM_rcp45_FL	24	91.32	44.79	32.97	62.61	81.58	100.34	221.43
CMCC-CM_rcp85_FL	24	115.60	40.42	39.17	90.82	122.27	142.87	185.36
CNRM-CM5_rcp45_FL	24	90.62	34.94	45.70	61.12	83.29	106.82	173.45
CNRM-CM5_rcp85_FL	24	95.78	38.40	45.95	62.70	91.22	125.87	195.50
CSIRO-Mk3-6-0_rcp45_FL	24	86.19	34.44	34.72	65.25	76.62	90.58	177.18
CSIRO-Mk3-6-0_rcp85_FL	24	87.97	23.79	56.70	63.04	91.94	98.52	145.41
ETA-HadCM3_a1b_FL	24	110.19	23.01	75.55	95.40	106.85	128.34	157.35
GFDL-ESM2G_rcp45_FL	24	99.41	34.21	43.30	82.33	90.91	121.53	173.37
GFDL-ESM2G_rcp85_FL	23	120.56	47.97	40.03	85.56	110.33	155.64	205.28
IPSL-CM5A-MR_rcp45_FL	24	107.65	52.96	44.26	68.34	97.28	140.91	261.41
IPSL-CM5A-MR_rcp85_FL	24	103.55	63.76	35.58	61.90	84.43	125.01	266.55
MPI-ESM-LR_rcp45_FL	24	80.92	47.83	24.25	41.08	67.57	115.71	220.15
MPI-ESM-LR_rcp85_FL	24	94.74	46.14	20.29	66.29	96.11	120.48	193.43
MRI-CGCM3_rcp45_FL	24	118.90	44.36	60.27	83.21	96.87	153.35	198.72
MRI-CGCM3_rcp85_FL	24	109.98	47.01	61.44	75.84	93.94	136.25	247.36
MRI-JMA_a1b_FL	24	119.23	48.64	67.42	85.17	104.95	131.50	241.25
NorESM1-M_rcp45_FL	23	96.49	17.85	62.35	88.83	93.46	100.78	145.20
NorESM1-M_rcp85_FL	24	113.43	33.23	65.44	92.16	105.33	122.26	202.53
REMO-ECHAM5_a1b_FL	24	100.60	56.03	22.84	56.90	93.09	127.86	260.23

Tabla 43. Estadística descriptiva para las series corregidas generadas por GCMs para el periodo futuro lejano en la estación El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-24.47	-22.16	-19.54	-18.60	-15.34	-11.22	-2.51
2	3.90	4.28	4.66	4.79	5.20	5.70	6.96
3	17.76	16.28	14.62	14.04	12.04	9.66	5.53
4	26.90	24.27	21.36	20.36	16.94	12.93	5.92
5	-2.99	-2.83	-2.68	-2.63	-2.50	-2.34	-1.76
6	0.85	0.70	0.49	0.42	0.13	-0.22	-0.62
7	-2.39	-2.18	-1.99	-1.93	-1.74	-1.51	-0.81
15	-10.70	-10.65	-10.62	-10.62	-10.63	-10.65	-10.43

Tabla 44. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP4.5 FC" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	3.09	3.00	2.83	2.76	2.49	2.15	1.98
2	-3.17	-2.20	-1.16	-0.81	0.37	1.81	5.11
3	-11.29	-9.97	-8.54	-8.05	-6.36	-4.29	0.27
4	-8.30	-7.24	-6.10	-5.71	-4.40	-2.79	0.82
5	15.01	14.00	12.82	12.39	10.91	9.13	6.30
6	0.03	0.24	0.42	0.47	0.60	0.75	1.50
7	-0.99	-1.12	-1.32	-1.40	-1.71	-2.10	-2.39
15	7.21	4.90	2.33	1.43	-1.62	-5.20	-11.28

Tabla 45. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP8.5 FC" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-9.38	-8.03	-6.56	-6.05	-4.31	-2.17	2.50
2							
3	1.56	1.82	2.05	2.12	2.32	2.55	3.45
4	2.95	2.97	2.92	2.89	2.76	2.60	2.73
5	1.05	1.07	1.05	1.03	0.92	0.79	0.96
6	14.92	13.55	11.98	11.42	9.50	7.20	3.39
7	-4.09	-3.88	-3.70	-3.65	-3.50	-3.34	-2.59
15	-4.37	-4.70	-5.12	-5.28	-5.85	-6.55	-7.46

Tabla 46. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FC" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-13.27	-11.04	-8.54	-7.66	-4.60	-0.76	7.41
2	-2.29	-1.31	-0.26	0.10	1.31	2.80	6.09
3	2.43	2.53	2.59	2.60	2.61	2.62	3.01
4	3.81	3.56	3.24	3.12	2.68	2.13	1.48
5	3.46	3.11	2.68	2.52	1.94	1.23	0.27
6	5.45	4.74	3.90	3.59	2.53	1.26	-0.77
7	2.80	2.23	1.55	1.30	0.43	-0.62	-2.24
15	-1.53	-2.88	-4.41	-4.94	-6.79	-8.98	-12.71

Tabla 47. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP4.5 FL" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-8.14	-6.36	-4.40	-3.72	-1.37	1.54	7.82
2	-2.47	-1.32	-0.07	0.35	1.80	3.56	7.49
3	-2.46	-1.55	-0.58	-0.25	0.86	2.20	5.28
4	-3.25	-2.57	-1.86	-1.63	-0.84	0.11	2.39
5	1.98	1.84	1.63	1.54	1.22	0.81	0.48
6	4.69	4.00	3.17	2.87	1.82	0.55	-1.40
7	5.33	4.54	3.60	3.27	2.09	0.67	-1.57
15	5.81	3.03	-0.04	-1.09	-4.68	-8.85	-15.97

Tabla 48. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CNRM-CM5 RCP8.5 FL" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-2.28	-2.19	-2.15	-2.15	-2.17	-2.20	-1.84
2							
3	-2.37	-1.72	-1.04	-0.82	-0.08	0.81	3.00
4							
5	-0.31	0.02	0.34	0.44	0.74	1.10	2.25
6	2.16	2.26	2.31	2.31	2.30	2.27	2.68
7	6.55	6.02	5.38	5.14	4.30	3.28	1.81
15	-3.54	-3.83	-4.22	-4.37	-4.90	-5.55	-6.36

Tabla 49. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FL" de Córdoba Observatorio.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-11.35	-9.89	-8.30	-7.75	-5.88	-3.57	1.53
2	-5.53	-4.25	-2.87	-2.39	-0.79	1.18	5.60
3	2.67	3.46	4.27	4.54	5.43	6.50	9.16
4	3.10	3.43	3.74	3.83	4.11	4.43	5.60
5	4.93	4.74	4.45	4.34	3.90	3.37	2.90
6	4.64	4.17	3.57	3.35	2.55	1.57	0.27
7	4.33	3.49	2.49	2.13	0.86	-0.66	-3.00
15	-1.22	-3.19	-5.40	-6.17	-8.81	-11.92	-17.14

Tabla 50. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-CGCM3 RCP4.5 FC" de El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-14.88	-13.24	-11.45	-10.83	-8.70	-6.08	-0.25
2	-15.64	-13.79	-11.76	-11.06	-8.63	-5.62	1.04
3	17.05	16.55	15.91	15.66	14.79	13.72	12.37
4	21.35	19.95	18.31	17.72	15.68	13.24	9.37
5	0.64	0.98	1.28	1.37	1.63	1.93	3.12
6	3.47	3.32	3.07	2.97	2.57	2.07	1.75
7	2.85	2.28	1.58	1.32	0.38	-0.75	-2.29
15	-7.53	-8.82	-10.30	-10.83	-12.65	-14.81	-18.32

Tabla 51. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-CGCM3 RCP8.5 FC" de El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-19.56	-17.36	-14.88	-14.01	-10.97	-7.15	0.99
2	1.27	2.04	2.85	3.13	4.06	5.18	7.76
3	7.87	8.21	8.53	8.63	8.96	9.34	10.49
4	11.40	11.10	10.71	10.57	10.04	9.39	8.56
5							
6							
7							
15	2.08	-1.15	-4.68	-5.89	-9.95	-14.64	-22.67

Tabla 52. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FC" de El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-6.81	-5.63	-4.36	-3.92	-2.42	-0.59	3.41
2	-7.93	-6.70	-5.36	-4.90	-3.33	-1.40	2.81
3	-3.66	-2.34	-0.91	-0.42	1.27	3.35	7.86
4	2.61	2.80	2.95	3.00	3.12	3.26	3.94
5	1.90	2.07	2.20	2.24	2.34	2.45	3.06
6	8.88	7.84	6.64	6.22	4.74	2.96	0.04
7	6.87	5.76	4.48	4.03	2.46	0.58	-2.53
15	-1.79	-3.57	-5.55	-6.24	-8.61	-11.40	-16.18

Tabla 53. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "GFDL-ESM2G RCP4.5 FL" de El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-22.09	-19.55	-16.67	-15.65	-12.07	-7.54	2.19
2	-3.77	-2.44	-0.98	-0.48	1.24	3.35	7.92
3	7.92	8.47	9.02	9.20	9.80	10.52	12.35
4	10.54	10.25	9.87	9.73	9.21	8.57	7.77
5							
6	20.46	17.74	14.73	13.69	10.14	5.98	-1.16
7							
15	-7.05	-9.08	-11.32	-12.10	-14.75	-17.86	-23.19

Tabla 54. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "CCSM4 RCP8.5 FL" de El Durazno.

	100	50	25	20	10	5	2
1	-18.21	-16.41	-14.42	-13.71	-11.28	-8.26	-1.83
2	-3.21	-2.45	-1.64	-1.36	-0.44	0.69	3.23
3	2.22	2.69	3.18	3.34	3.87	4.51	6.10
4	-0.20	0.42	1.07	1.29	2.02	2.91	4.99
5	10.50	9.98	9.35	9.12	8.31	7.33	5.84
6	16.22	14.91	13.42	12.89	11.08	8.91	5.23
7	17.64	15.52	13.15	12.33	9.52	6.20	0.48
15	-18.10	-18.28	-18.50	-18.59	-18.91	-19.30	-19.77

Tabla 55. Diferencia porcentual entre puntos idT y curvas idT generadas por el Modelo DIT para "MRI-JMA A1B FL" de El Durazno.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarez J., García C.L., García C.M. (2016). "Desempeño de Modelos Climáticos Globales representando información pluviométrica en áreas seleccionadas en la provincia de córdoba". V Taller sobre Diseño Hidrológico. Salta (Argentina).

Alvarez J., García C.L., García C.M. (2018). "Análisis de la disponibilidad de agua ante distintos escenarios de oferta y demanda en la cuenca del Rio San Antonio, Provincia de Córdoba". XXVIII Congreso Latinoamericano De Hidráulica. Buenos Aires (Argentina).

Agilan, V. and Umamahesh, N. M. (2016). Is the covariate based non-stationary rainfall IDF curve capable of encompassing future rainfall changes? Journal of Hydrology 541, 1441–1455.

Baraquet, M.M. (2018). "Efectos de la variabilidad climática en la predicción de lluvias para diseño en la provincia de Córdoba", Trabajo Final de la Maestría en Ciencias de la Ingeniería-Mención Recursos Hídricos de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba.

Baethgen, W. E., Magrin, G. O. (1995). "Assessing the Impacts of Climate Change on Winter Crop Production in Uruguay and Argentina Using Crop Simulation Models". American Society of Agronomy Special Publication 59, 207-228.

Bourdages, L., Huard, D. (2010). Climate Change Scenario over Ontario Based on the Canadian Regional Climate Model (CRCM4.2). Report of Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change. <www.Quranos.ca>.

Buchmann, J., Paegle, J., Buja, L. E., Dickinson, R. E. (1990). “The Effect of Tropical Atlantic Heating Anomalies upon GCM Rain Forecast over the Americas”. Journal of Climate 3, 189-208.

Caamaño Nelli, G.; Dasso C. (2003). “Lluvias de Diseño: Conceptos, Técnicas y Experiencias”. Editorial Universitas. 222 páginas. ISBN: 9879406-43-5. Córdoba, Argentina.

Cheng L., AghaKouchak A., Gilleland E., Katz R.W. (2014). Non-stationary Extreme Value Analysis in a Changing Climate, Climatic Change, doi: 10.1007/s10584-014-1254-5.

Cherchi, A., Carril, A. F., Menéndez, C. G., Zamboni, L. (2012). “La Plata basin precipitation variability in spring: role of remote SST forcing as simulated by GCM experiments”.

Chow, V. T.; Maidment D. R.; Mays, L. W. (1993). “Hidrología Aplicada”. McGraw-Hill, 580 pp.

CCSM4.0 User’s Guide by Mariana Vertenstein, Tony Craig, Adrianne Middleton, Diane Feddema, and Chris Fischer.

Ducharne, A., Golaz, C., Leblois, E., Laval, K., Polcher, J., Ledoux, E., Ghislain de Marsily (2003). “Development of a high resolution runoff routing model, calibration and application to assess runoff from the LMD GCM”. Journal of Hydrology 280, 207–228.

Feigenwinter I, Kotlarski S, Casanueva A, Fischer AM, Schwierz C, Liniger MA. (2018). Exploring quantile mapping as a tool to produce user-tailored climate scenarios for Switzerland, Technical Report MeteoSwiss, 270, 44 pp.

Ferreras, A.F. (2020). “Lluvias de diseño para duraciones mayores a un día para distintas localizaciones en las Sierras de la Provincia de Córdoba”, Trabajo Final de la carrera de Ingeniería Civil de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba.

Frederiksen C.S., Balgovind R.C. (1994). The influence of the Indian Ocean/Indonesian SST gradient on the Australian Winter rainfall and circulation in an atmospheric GCM. Q. J. R. Meteorol. Soc. 120: 923-952.

Giorgetta, M. A., et al. (2013), Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the Coupled Model Intercomparison Project phase 5, J. Adv. Model. Earth Syst., 5, 572–597, doi:10.1002/jame.20038.

Gumbel, E.J. (1958). Statistics of Extremes. New York: Columbia University Press.

IPCC (2001). Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Integovernmental Panel on Climate Change [Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.

IPCC (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 págs.

Kuo C.C., Gan P., Hanraran, J. L. (2014). Precipitation frequency analysis based on regional climate simulations in Central Alberta. Journal of Hydrology 510, 436-446

Lapp, S. L., St. Jacques, J. M., Barrow, E. M., Sauchyn, D. J. (2012). “GCM projections for the Pacific Decadal Oscillation under greenhouse forcing for the early 21st century”. International Journal of Climatology 32, 1423-1442

Marengo, J. A., Cavalcanti, I. F. A., Satyamurty, P., Trosnikov, I., Nobre, A., Bonatti, J. P., Camargo, H., Sampaio, G., Sanches, M. B., Manzi, A. O., Castro, C. A. C., D’Almeida, C., Pezzi, L. P., Candido, L. (2003). “Assessment of regional seasonal rainfall predictability using the CPTEC/COLA atmospheric GCM”. Climate Dynamics 21, 459-475

Mirhosseini, G.; Srivastava, P. and Stefanova, L. (2012). The impact of climate change on rainfall Intensity–Duration–Frequency (IDF) curves in Alabama. Reg Environ Change. DOI 10.1007/s10113-012-0375-5.

Naciones Unidas web (2020). Sitio: https://www.un.org/es/sections/issues-depth/climate-change/index.html.

Navarro-Racines, C.E., Tarapues-Montenegro, J.E and Ramírez-Villegas, J.A. (2015). Bias-correction in the CCAFS-Climate Portal: A description of methodologies. Decision and Policy Analysis (DAPA) Research Area. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Cali, Colombia.

Rudolf, J. E. (2017). “Análisis de información pluviométrica y estudio de variabilidad climática en la provincia de Salta”. Práctica Supervisada de la carrera de grado Ingeniería Civil. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales – Universidad Nacional de Córdoba.

Saito K., Trombotto Liaudat D., Yoshikawa K., Mori J., Sone T., Marchenko S., Romanovsky V., Walsh J., Hendricks A., Bottegal E. (2016). Late Quaternary Permafrost Distributions Downscaled for South America: Examinations of GCM-based Maps with Observations. Permafrost and Periglac. Process. 27: 43–55.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (2014). Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático. “Cambio Climático en Argentina; Tendencias y Proyecciones” (Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera). Buenos Aires, Argentina.

Seluchi, M., Serafini, Y. V., Treut, H. L. (1998). “The Impact of the Andes on Transient Atmospheric Systems: A Comparison between Observations and GCM Results”. Monthly Weather Review 126, 895-912

Solaiman, T. A. and Simonovic, S. P. (2011). Development of Probability Based Intensity – Duration -Frequency Curves under Climate Change. Water Resources Research Report, Book 34. http://ir.lib.uwo.ca/wrrr/34

Tolika K., Maheras P., Flocas H.A., Arseni-Papadimitriou A. (2006). An evaluation of a general circulation model (GCM) and the NCEP-NCAR reanalysis data for winter precipitation in Greece. Int. J. Climatol. 26: 935–955.

Villanueva A., Garat E. (2017). Efecto del Cambio Climático sobre la Severidad y Frecuencia de Lluvias Extremas y el Drenaje Urbano. V Taller sobre Diseño Hidrológico. Salta (Argentina).

Weibull, W. (1951), “A statistical distribution function of wide applicability”, J. Appl. Mech. -Trans. ASME 18 (3): 293–297.

Willems, P. (2013). “Revision of urban drainage design rules after assessment of climate change impacts on precipitation extremes at Uccle, Belgium”. Journal of Hydrology 496, 166-177

WIREs Clim Change 2015, 6:151–169. doi: 10.1002/wcc.316

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al CIMA/CONICET-UBA por la provisión de los datos climáticos de la 3ra. Comunicación Nacional sobre Cambio Climático.

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

2018

TRABAJO FINAL DE LA ESPECIALIDAD EN QUÍMICA AMBIENTAL

ESTUDIO DE LA IMPLEMENTACIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO SECUNDARIO DE EFLUENTES A UNA INDUSTRIA DE ALIMENTOS

Firma Alumno
José Navarro

Firma Tutor
Gustavo Argüello

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 2
2. OBJETIVO GENERAL 4
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 4
3. PROBLEMÁTICA 4
4. HIPÓSTESIS 4
5. MARCO TEORICO 5
5.1 Efluentes industriales 5
5.2 Procesos de limpieza 5
5.3 Tratamiento de efluentes 6
5.4 Marco normativo 6
6. CASO DE ESTUDIO 7
6.1 Consumo de agua y generación de efluentes 7
6.2 Caracterización del efluente 9
6.3 Biodegradabilidad 11
6.4 Cámara séptica 12
6.5 Contactor biológico rotativo (RBC) 16
6.6 Formación de la biopelícula 16
6.7 Espesor del biofilm 16
6.8 Procesos metabólicos en el biofilm 17
6.8 Composición microbiológica 17
6.9 Problemas operacionales 17
6.10 Eficiencias depurativas 18
7. PROPUESTA DE TRATAMIENTO 19
8. MEMORIA DE CÁLCULOS 20
9. DISCUSIÓN 24
10. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA 25

RESUMEN

En el presente trabajo se evalúa la implementación de un sistema de tratamiento biológico a un efluente con alta carga orgánica generado por la industria de alimentos, Dimax S.R.L., anexando el mismo al tratamiento primario preexistente (cámara séptica) en el predio. Con el fin de cumplimentar con los valores límites establecidos para el vertido a pozo absorbente de la normativa vigente (Dec. N°847/16). Para ello se caracterizó el efluente a tratar y se tomó como referencia de diseño un modelo de contactor biológico rotativo creado por el grupo de Tratamiento de Aguas Residuales de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Católica de Córdoba dirigido por la Dra. A. Welter. Con el propósito de adecuar el prototipo al efluente a tratar se modificaron de forma teórica los parámetros de diseño. Además, se contemplaron los problemas operacionales causados por interferentes y se determinaron los parámetros necesarios para el control del correcto funcionamiento del reactor.

Palabras claves

Efluente, tratamiento secundario, contactor biológico rotativo, eficiencia depurativa, demanda bioquímica de oxígeno.

1. INTRODUCCIÓN

La generación de aguas residuales es un hecho inevitable de toda actividad humana y los problemas asociados a las mismas han sido, son y serán motivo de preocupación internacional. (Pruss y Corvalán, 2006). Los efluentes industriales que presentan una alta carga orgánica medida a través de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) deben ser tratados para permitir su vuelco a los diferentes cuerpos de agua cumpliendo con los estándares de calidad correspondientes a cada región o país.

En las últimas décadas, una serie de factores como el incremento en el volumen de agua residual, la limitación de espacio disponible y la promulgación de normativas ambientales cada vez más exigentes han promovido el desarrollo de nuevas tecnologías. Además, provocó que sistemas de tratamientos de efluentes compactos tomen mayor relevancia. Tal es el caso, de los contactores biológicos rotativos (RBC) o biodiscos. (Navarro, 2014)

De manera general un sistema de biodiscos consiste en una serie de discos de superficie rugosa paralelos entre sí y unidos a un eje horizontal. Son parcialmente sumergidos (40%) dentro de una cuba donde se encuentra el efluente a tratar. Este sistema presenta numerosas ventajas en comparación con otros sistemas de tratamiento biológico. Principalmente porque el área requerida para el tratamiento es reducida, no genera gran impacto ambiental, no necesita recirculación de barros, se recuperan relativamente rápido de entrada de tóxicos al proceso y requiere de una inversión moderada.

Los RBC tienen su origen en Alemania a principios del siglo XX, en ese momento los mismos estaban construidos principalmente con madera. En 1929 se comienza a investigar en Estados Unidos la utilización de discos metálicos, posteriormente en la década de los 50 se experimentó con discos de diferentes tipos de plásticos. En 1965, se comienza a estudiar la biomasa adherida y su rol en el tratamiento de aguas residuales.

Japón en el 2008 contaba con 3000 industrias con este tipo de tratamiento secundario (Lazarova, 2000).

2. OBJETIVO GENERAL

Evaluar la factibilidad de la implementación de un sistema de tratamiento biológico de efluentes en una industria de alimentos.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar los efluentes generados según las líneas de producción de la empresa
- Determinar la tecnología de tratamiento secundario más adecuada
- Verificar la viabilidad del tratamiento secundario elegido a la normativa vigente
- Definir parámetros de control para el corrector funcionamiento del tratamiento

3. PROBLEMÁTICA

Incumplimiento de los valores límites para vertido de efluentes líquidos a pozos absorbentes establecidos por la Secretaria de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba (Dec. 847/16) de una empresa alimenticia

4. HIPÓSTESIS

La aplicación de sistema de tratamiento biológico secundario anexado al sistema existente es técnica y ambientalmente viable, alcanzando los parámetros de calidad del efluente para vertido a pozo absorbente según la normativa vigente.

5. MARCO TEORICO

5.1 Efluentes industriales

Toda actividad industrial supone la producción indirecta de una serie de residuos. En cualquiera de sus formas son emitidos hacia el ambiente produciendo degradación en las características originales del suelo, agua o aire.[1] Conocer la naturaleza de las aguas residuales permite establecer predicciones sobre efectos (físico, químico y biológico) y/o impacto ambiental producido por una determinada actividad.

Los efluentes industriales se originan durante los diferentes sistemas de fabricación, producción o manejo industrial y que para ser desechados necesitan ser tratados previamente, de manera tal que puedan ser adecuadas para su ubicación en las respectivas redes de vertido, depuradoras o sistemas naturales como ríos o embalses. Las aguas residuales se clasifican:

- Agua de proceso: es el agua que interviene en el proceso de fabricación y que entra en contacto con el producto a transformar.
- Agua de limpieza de equipos e instalaciones: indispensable para la industria de alimentos para garantizar la higiene general requerida.
- Agua de servicios: son las necesarias para el funcionamiento de equipos de refrigeración, purgas de calderas, etc.
- Agua sanitaria: proveniente de los servicios sanitarios del personal que trabaja en la industria.

5.2 Procesos de limpieza

En una empresa asegurar el mantenimiento de la inocuidad de los alimentos exige aplicar medidas de higiene (limpieza y desinfección) tanto para el personal, como de utensilios, equipos y superficies que entren en contacto directo con el alimento. Por limpieza se entiende la remoción de todo material sólido a nivel macroscópico (restos de alimentos, polvo u otras materias objetables) haciendo uso del poder disolvente del agua, acción mecánica y/o capacidad de remoción de los productos químicos. Mientras, con la desinfección se pretende reducir a niveles seguros los microorganismos en las superficies que entran en contacto con el alimento, permitiendo su consumo y evitando alteraciones en los productos.[2] Por ello, se ejecutan procedimientos operativos estandarizados de saneamiento (POES) preoperacionales, operacionales y postoperacionales, considerados un prerrequisito para la implementación de un sistema de gestión de calidad. Los mismos deben ser monitoreados y verificada su eficacia mediante inspecciones visuales, testeo de productos químicos y controles microbiológicos. Además, cabe destacar que estas operaciones suponen la mayor parte del consumo de agua y energía de una empresa, así como un volumen considerable de efluente líquido con alta carga de materia orgánica, producto del arrastre y disolución de restos de alimentos y productos químicos.

---

[1] *Caracterización de efluentes líquidos de la industria láctea: Determinaciones analíticas INTI - 2013*

[2] *Boletín de Procedimientos Estandarizados de Saneamiento - Dirección Nacional de Alimentos - SAGPyA*

5.3 Tratamiento de efluentes

Para tratar con eficacia los líquidos residuales generalmente es necesario el establecimiento de una estación depuradora (EDAR) o planta de tratamiento. Generalmente consta de las siguientes etapas:

- *Tratamiento preliminar:* es el tratamiento que se realiza por medio de procesos físicos y/o mecánicos como rejillas, desarenadores y trampas de grasa, dispuestos convencionalmente de manera que permitan la retención y remoción del material extraño presente en el efluente.
- *Tratamiento primario*: se remueve una porción de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica del agua residual mediante sedimentación y/o precipitación química. El efluente del tratamiento primario usualmente contiene alto contenido de materia orgánica y una relativamente alta DBO.
- *Tratamiento secundario:* se degrada sustancialmente el contenido orgánico del líquido residual, el cual deriva los desechos provenientes de excretas humanas, residuos de alimentos, jabones y detergentes. Se emplean procesos aeróbicos (1) y anaeróbicos (2). El sistema de lodos activados, filtros percoladores, lagunas de estabilización, reactor de biodiscos y digestión anaeróbica se encuentran entre los más comunes.

  (1) Materia orgánica + O_2 → CO_2 + H_2O + NO_3 + SO_4^{-2} + microorganismos aerobios

  (2) Materia orgánica (C, H, O, N, S) → CH_4 + CO_2 + NH_3 + microorganismos anaerobios

  Siendo el primer proceso el que la mayoría de las plantas emplean por sus adecuadas eficiencias.
- *Tratamiento terciario:* proporciona una etapa final para llevar la calidad del efluente al estándar requerido antes de que éste sea descargado a los receptores en el ambiente (mar, río, lago, campo, etc.) o en sistemas colectores (cloacas, alcantarillas, etc.). Para ello, se suelen someter a procesos de nitrificación o desnitrificación, adsorción en carbón activado, oxidación química, intercambio iónico y cloración. La desinfección con cloro sigue siendo la forma más común de tratamiento terciario de las aguas residuales debido a su bajo costo y eficacia. (Ramírez Quirós, 2005)

5.4 Marco normativo

Es importante destacar las normas, decretos y leyes que rigen en la Provincia de Córdoba al momento de planificar, proyectar y ejecutar una obra de EDARs (estación depuradora de aguas residuales). Los efluentes vertidos por la industria de alimentos están catalogados como de Categoría II (efluentes con carga orgánica) según la clasificación establecida por el Dec. 847/16 del Anexo Único Reglamentación de Estándares y Normas sobre Vertidos para la Preservación del Recurso Hídrico Provincial.

Todos los marcos normativos que se citan a continuación pretender dar al proyecto un orden, necesario para su correcto desarrollo y posterior funcionamiento. En base a la bibliografía consultada se destacan las siguientes:

Tabla N°1 - Normativa referida a efluentes

NORMATIVA APLICABLE	DESCRIPCIÓN
Constitución Provincial	Da especial importancia en sus arts. 11, 38, 110 y 186. El cuidado del ambiente está considerado dentro de los derechos sociales y deberes. Garantiza su protección tanto por la ley como por el Estado, estando contenido dentro de las Políticas especiales del Estado.
Ley Provincial del Ambiente Nº7343/85 "Principios	Esta Ley estipula que deberán regularse las acciones, actividades u obras públicas y privadas, que, por contaminar el ambiente con

Rectores para la Preservación, Conservación, Defensa y Mejoramiento del Ambiente"	sólidos, líquidos, gases y otros materiales residuales y/o ruido, calor y demás desechos energéticos, lo degraden en forma irreversible, corregible o incipiente y/o afecten directa o indirectamente la salud de la población
Decreto Provincial Nº5589/73 "Código de Aguas de la Provincia de Córdoba"	Fija como Autoridad de Aplicación a la actual Secretaría de Recursos Hídricos, lo cual significa que dicho Organismo posee, el poder de policía en materia de contralor de vertidos de aguas residuales a cursos de agua provincial, superficial y/o subterráneos, y es el encargado de autorizar, prohibir o clausurar las descargas, aplicar multas, etc.
Resolución N°233/07 de la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación, del Ministerio de Agua Ambiente y Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba (ex DIPAS)	Estipula que todo emprendimiento que pretenda instalarse en jurisdicción de cualquier Municipio de la Provincia de Córdoba, y el vertido de efluente se prevea efectuar en cursos de aguas, deberá presentar ante el Municipio o Comuna, como requisito indispensable para su habilitación, la autorización para la evacuación de los líquidos residuales
Resolución N°111/14 "Norma para la Presentación y Diseño de Sistemas y Obras Hidráulicas en la Provincia de Córdoba"	Establece una guía para la ejecución de proyectos de sistemas y obras hidráulicas dentro del ámbito territorial de la Provincia de Córdoba. Se pretende uniformizar las presentaciones para una fácil comprensión de las memorias técnicas, descriptivas, pliegos, cómputos, análisis de precios, presupuestos y planos.
Ley Nº 10208/14 "Ley de Política Ambiental de la Provincia de Córdoba"	Garantizará para su desarrollo el cumplimiento de los principios ambientales establecidos en la Ley Nacional Nº25.675 –General del Ambiente- y sus presupuestos mínimos.
Decreto Provincial Nº847/16 "Normas Provinciales para la Protección de los Recursos Hídricos Superficiales y Subterráneos" y anexo único	Se aplica a todas las actividades industriales, comerciales y de servicios cuyos residuos sean o vayan a ser vertidos a cuerpos receptores finales (ríos, embalses, arroyos, canales de desagües, colectores pluviales, pozos o perforaciones absorbentes, sistemas de riego, etc.). Se debe contar con la Autorización de descarga de líquidos. Su anexo establece los límites máximos permitidos de los diferentes parámetros según su destino final.

Fuente: *Dirección Informática Jurídica*

6. CASO DE ESTUDIO

La firma Dimax S.R.L cuenta una trayectoria de 10 años en el mercado nacional, actualmente se encuentra emplazada en B° Los Boulevares, en Córdoba Capital desde hace 2 años. Es responsable de la elaboración de diferentes variedades de alimentos libres de gluten y reducidos en sodio como pastas frescas, alfajores, pan dulce, galletas dulces y saladas, snacks, pan de molde, polvos fraccionados y milanesas de soja.

El predio al no contar con conexión a la red cloacal que permita su posterior tratamiento por parte del municipio, los efluentes generados son vertidos a un pozo absorbente, luego de atravesar una fosa séptica que separa la materia grasa y posibilita disminución de la carga orgánica del mismo mediante proceso biológico. Sin embargo, el incremento en la producción, puesta en marcha de nuevos equipos y contratación de personal, ocasiona que la eficiencia depurativa de la fosa séptica sea insuficiente para tratar correctamente la carga orgánica del efluente generado y respetar la normativa vigente de vertido en pozo absorbente.

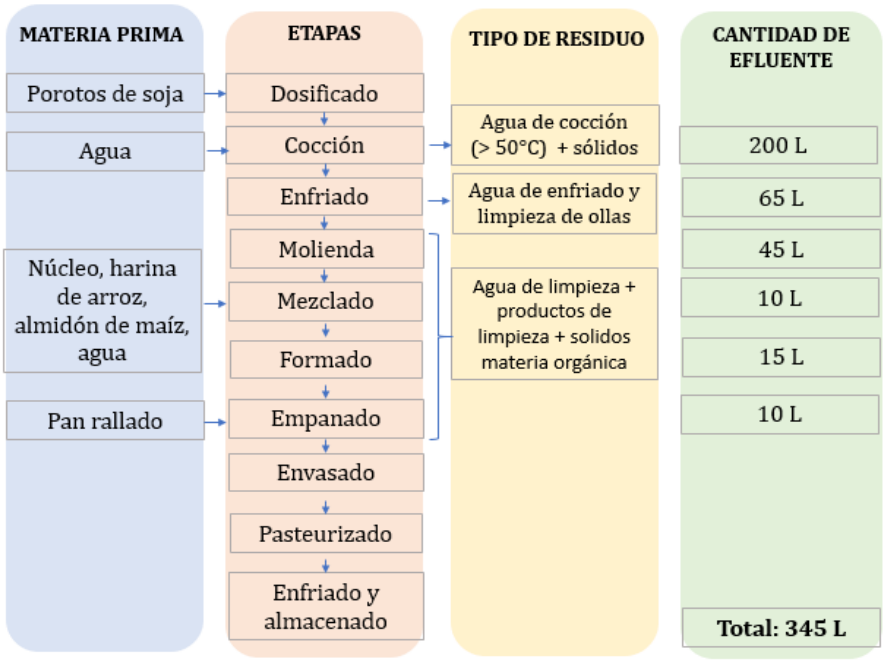
6.1 Consumo de agua y generación de efluentes

Para determinar la cantidad de efluentes liberados al día, se consideró el efluente generado en el sector de producción. Mientras, que las aguas residuales proveniente de sanitarios y colectores fluviales no fueron contemplados, a causa de que los mismos son

direccionados a un sistema de tratamiento independiente. Se tuvo en cuenta entones, dos líneas de producción importantes tanto en volumen de productos como generación de efluentes líquidos (efluente como parte del proceso, agua residual de limpieza de equipos, utensilios y moldes). La línea de producción de milanesas de soja y la línea de producción de pan de molde y pan de hamburguesas. Además, de la cantidad de agua necesaria para el lavado de manos (según el instructivo vigente de la empresa es de 2,4 L).

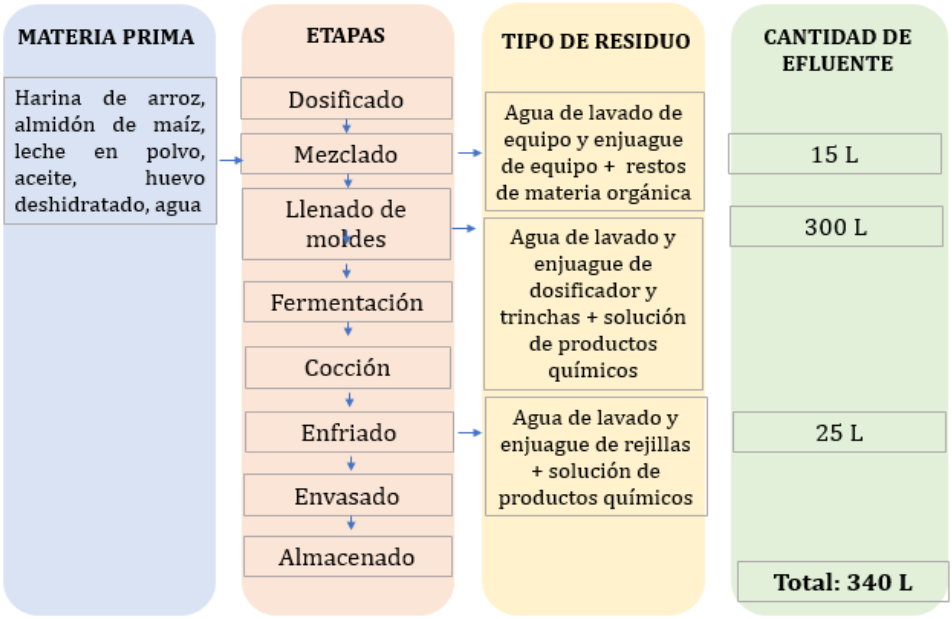
En producción desarrollan sus actividades 15 operarios, asumiendo que los empleados se higienizan sus manos al menos 5 veces al día, se obtiene un consumo de 180 L de agua diarios.

Diagramas de flujo N°1- Línea de producción milanesas de soja



Fuente: *Elaboración propia*

Diagrama de flujo N°2 – Línea de producción de pan de molde y pan de hamburguesa



Fuente: *Elaboración propia*

Tabla N° 2 - Producción de alimentos

Producción	Línea de producción A		Línea de producción B
	Pan de molde	Pan de hamburguesas	Milanesas de soja
Diaria	112 Kg	68 Kg	-
Semanal	560 Kg	340 Kg	308 Kg
Mensual	2240 Kg	1360 Kg	1232 Kg

Fuente*: Elaboración propia*

Por cada kilo de milanesa de soja producida se generan 2,24 L de efluentes, mientras que se generan 1,33 L por cada kilo de pan de molde o pan para hamburguesas elaborado. Lo dicho anteriormente, indica que el proceso de elaboración de milanesas de soja es menos "verde" desde una perspectiva medioambiental y optimización de recursos.

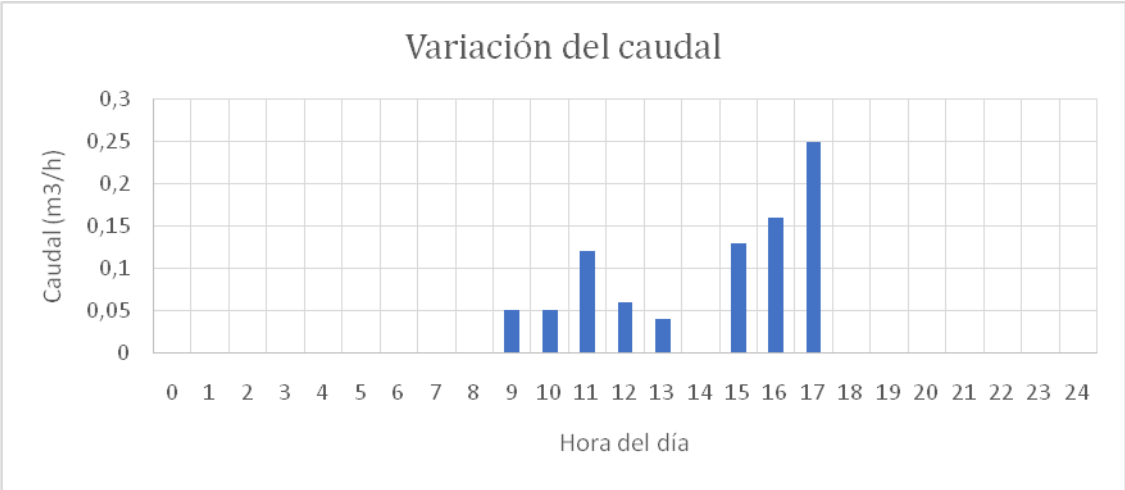
Tabla N° 3 - Volumen de efluentes por día

DESCRIPCIÓN	**VOLUMEN**
Lavado de manos en filtros sanitarios	*180 L*
Limpieza de equipos y utensilios - línea de milanesas de soja	*345 L*
Limpieza de equipos y utensilios - línea de pan de molde y hamburguesas	*340 L*
Total	***865 L***

Fuente: *Elaboración propia*

Por ende, el caudal (Q) de efluente generado durante una jornada de 9 horas asciende a 0,865 m^3 cuando están en marcha ambas líneas de producción. Seguidamente se adjunta un gráfico que muestra las variaciones de caudal a lo largo del día, observándose dos picos. El primero alrededor de las 11hs y el segundo a las 17 hs. Los mismos coinciden con la ejecución de los POES operacionales y postoperacionales.

Gráfico N°1 - Variación horaria de generación de efluente



Fuente: *Elaboración propia*

6.2 Caracterización del efluente

El efluente de esta empresa se caracteriza principalmente por presentar una elevada cantidad de solidos totales y materia orgánica compuesta por azúcares (monosacáridos y

almidón), proteínas (lácteas y del huevo), residuos de masa y restos de materia vegetal (porotos de soja). También, se destaca la presencia de sustancias solubles en éter (aceites y grasas), sustancias reactivas al azul de ortotoluidina (detergentes aniónicos), variaciones de temperatura (entre 15 a 60°C) por motivos de proceso, valores variables de pH como resultado del vertimiento de restos de masas líquidas fermentadas y uso de desengrasantes alcalinos durante los procesos de limpieza.

Se tomó como línea base los análisis de efluentes líquidos realizados por el CIQA

(Centro de investigación y transferencia en ingeniería química ambiental) en el período de abril - junio del presente año. Las muestras del efluente industrial fueron tomadas en la cámara de aforo posterior al tratamiento primario (cámara séptica) por personal perteneciente al centro. Seguidamente se muestran los valores promedio de los análisis y se comparan los resultados con los límites para vertido en pozo absorbente establecidos por el Dec. 847/16 de la Provincia de Córdoba.

Tabla N° 4 - Análisis fisicoquímico

PARÁMETROS	MUESTRA	VALOR MÁX. PERMITIDO *
Compuestos fenólicos	0,174 mg/L	≤ 0,05 mg/L
Cloro residual	< 0,02 mg/L	≤ 0,5 mg/L
Detergente	11,84 mg/L	≤ 0,5 mg/L
DQO	4813,20 mg/L	≤ 350 mg/L
Fósforo total	8,60 mg/L	≤ 10 mg/L
Nitrógeno (Kjeldahl)	8,60 mg/L	≤ 30 mg/L
pH	4,26 UpH	5,5 -10
Sulfuros	1,70 mg/L	≤ 1 mg/L
Sodio	66,94 mg/L	≤ 250 mg/L
Sulfatos	75,95 mg/L	≤ 500 mg/L
Sustancias solubles en éter etílico	1,70 mg/L	≤ 40 mg/L
Sólidos sedimentables en 10 mín.	< 0,10 mg/L	≤ 0,5 mL/L
Sólidos sedimentables en 2 h.	0,10 mg/L	≤ 1 mg/L
DBO_5	4550 mg/L	≤ 150 mg/L
**Anexo 1: Estándares de calidad para vertido de los efluentes líquidos (vertido a pozo absorbente)*		

Fuente: *Análisis de efluente – CIQA 2018*

Los resultados obtenidos muestran que los compuestos fenólicos, detergentes, DQO, pH, sulfuros y DBO_5 en las muestras analizadas luego de haber sufrido un tratamiento primario, no cumplen con los límites admisibles para la descarga de efluente líquido a pozo absorbente de la normativa vigente.

Analizando las fichas técnicas de los productos químicos comerciales, se encontró que el principio activo del shampoo para manos es nonilfenol, un desnaturalizante que actúa como germicida. A su vez, tanto el desengrasante alcalino como el detergente neutro corresponden a surfactantes aniónicos, compuestos que producen daño celular por la destrucción de la lipoproteína en la membrana celular.[3]

Tabla N°5 - Productos químicos empleados en la empresa.

[3] *Normas de Bioseguridad del Sistema Nacional de Laboratorios. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Vega, 2002.*

PRODUCTOS QUÍMICOS	COMPOSICIÓN
Shampoo para manos	Nonilfenol y Agua
Detergente neutro	Agentes tensioactivos iónico, dodecil benceno sulfonato de sodio, agua
Desengrasante alcalino	Agente tensioactivo iónico, pirofosfato de tetra potasio (TKPP), butil glicol, estabilizante y agua

Fuente: *Elaboración propia*

Ambos parámetros que se encuentran fuera de los límites establecidos para el vertido pueden explicar, en parte, un posible efecto inhibitorio de los procesos biológicos que ocurren dentro de la cámara séptica impidiendo alcanzar una adecuada remoción de la materia orgánica para la cual fue diseñada.

Frente a esta problemática, es necesario considerar productos alternativos. El ácido peracético, puede ser una alternativa viable como antimicrobiano en la higiene de manos, al no necesitar enjuague por no generar espuma. Mientras, que, para el caso de los surfactantes, los no iónicos a diferencia de los catiónicos y aniónicos, que no son tóxicos y, además, promueven el desarrollo microbiano.

Por lo tanto, si consideramos que los valores de remoción de la cámara séptica son del 60% para los sólidos en suspensión y de 30% para el caso de remoción de la DQO y DBO por bajas temperaturas en invierno y por encontrarse parcialmente inhibida a causa de presencia de detergentes. Los valores reales del efluente son:

Tabla N° 6 - Parámetros efluente crudos

PARÁMETRO	VALOR
Sólidos sedimentables en 10 mín.	0,25 mg/L
Sólidos sedimentables en 2 h.	0,25 mg/L
DQO	6875 mg/L
DBO_5	6500 mg/L

Fuente: *Elaboración propia*

6.3 Biodegradabilidad

Una de las características tener en cuenta para depurar el agua residual es la biodegradabilidad. Este índice es una medida del nivel de susceptibilidad de que los compuestos sean degradados por microorganismos, y por lo tanto condiciona, en gran medida, la viabilidad de tratar biológicamente un efluente. Se expresa como el cociente de la relación entre la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) con respecto a la demanda química de oxígeno (DQO). (2)

Tabla N° 7 - Índices de biodegradabilidad (DBO_5/ DQO)

VALOR	CONDICIÓN
DBO5/DQO >0,4	*Biodegradable*
0,2 < DBO5/ DQO < 0,4	*Moderadamente biodegradable*
DBO5/DQO < 0,4	*Poco biodegradable*

Fuente: *(Welter, 2014)*

$$\text{Índice de biodegradabildiad} = \frac{DBO_5}{DQO}$$

Ecuación (1)

$$IB = \frac{4550\ mg/L}{4813{,}20\ mg/L}$$

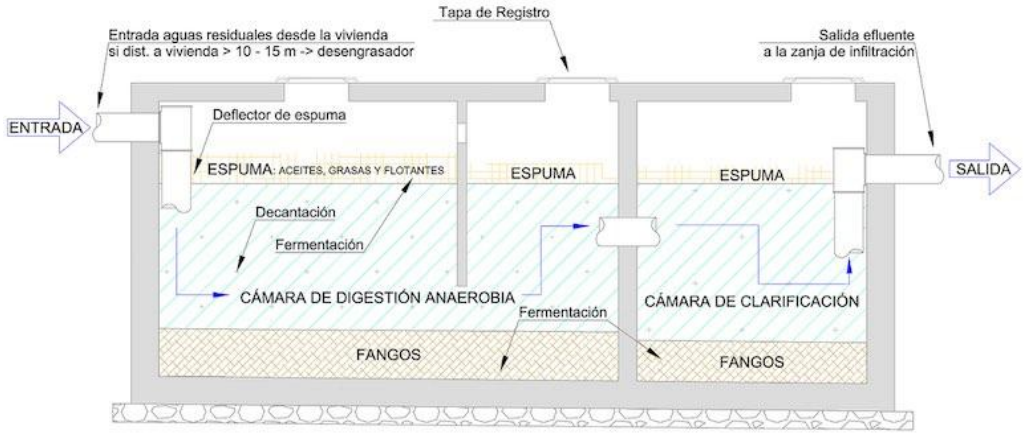
$$\boldsymbol{IB = 0{,}94}$$

El efluente de la empresa cuenta con un índice de biodegradabilidad elevado, por lo que es factible su acondicionamiento mediante un sistema de tratamiento biológico.

6.4 Cámara séptica

Las fosas sépticas son unidades de tratamiento primario de desagües domésticos, donde se combinan operaciones físicas y procesos biológicos por un período de tiempo que permite la decantación de sólidos y la retención de las grasas transformándolos en compuestos estables. (Blengio, 2002). En general, cuentan con una unidad de decantación y flotación, que permite la separación por acción de la gravedad de partículas suspendidas con un peso específico mayor que el del agua y con una compactación final de los mismos en unidad de digestión. Además, retiene los de sólidos en suspensión finamente divididos y de partículas con densidades cercanas a la del agua. También, cuentan con una unidad de digestión, donde tiene lugar procesos biológicos. Las bacterias aeróbicas y principalmente anaeróbicas actúan transformando la materia orgánica presente en las aguas residuales en lodos estabilizados y biogas. Tanto los sólidos sedimentables como los flotantes deben ser retirados periódicamente para su disposición final.

Esquema N°1 - Cámara séptica



Fuente: *Manual de autoconstrucción de sistemas de tratamiento de aguas residuales,2006*

Por consiguiente, se deben conocer las limitaciones en cuanto a la capacidad depuradora, tanto en su capacidad para digerir materia orgánica (DBO del líquido residual) como en términos de todas aquellas sustancias no oxidables por microorganismos.

Tabla N° 8 - Remociones en cámara séptica

PARÁMETROS	REMOCIÓN
Sólidos en suspensión	50 – 70 %
Coliformes	40 – 60 %
DBO	30 – 60 %
Grasas y aceites	70 – 90 %

Fuente: *(Blengio, 2002)*

El funcionamiento de este tipo de tratamiento primaria puede ser alterado por múltiples razones, que afectan el metabolismo microbiano necesario para generar el proceso de digestión anaeróbica. Entre ellas se destacan la sobrecarga de materia orgánica, excesiva dilución por incorporación de agua, aportes de grandes cantidades de grasas y aceites, desinfectantes, detergentes y otros productos químicos.

La cámara séptica preexistente cuenta con una relación ancho:largo de 1:3. (Metcalf, 1999). Las dimensiones son de 6 m de largo, 1,8 m de ancho y 1,5 m de profundidad con una capacidad total de albergar 16 m^3 de agua residual. El volumen de agua que se pierde por decantación de los barros y flotación de las grasas se puede estimar en un 30 %. Para garantizar la sedimentación de los sólidos y la separación por flotación de las grasas y otros materiales se debe contar con un tiempo de residencia hidráulico mínimo de 1 día. (Metcalf y Eddy, 1996)

- *Tiempo de residencia hidráulico (THR)*

$$THR = \frac{Vx\ 0{,}70}{Q} \qquad \textit{Ecuación (2)}$$

$$THR = \frac{16\ m3\ x\ 0{,}70}{0{,}865\ m3/h}$$

$$\boldsymbol{THR = 12{,}9\ días}$$

V= Capacidad máxima de la cámara séptica
Q= Caudal diario de efluente

Los resultados del análisis de aguas residuales del CIQA indican una adecuada remoción de los sólidos suspendidos para el tiempo de retención hidráulico pautado. Aunque, la remoción de materia orgánica expresada como DBO_5 no es suficiente, lo cual puede ser indicio de ineficiente proceso de digestión anaeróbica, es decir, actúa con remociones bajas. Si bien, las dimensiones de la cámara son grandes (16 m^3), las variaciones y sobrecargas de materia orgánica y valores altos de detergentes propician que el sistema se aleje de su régimen normal por inhibición de los procesos biológicos. Lo anterior demuestra que la disposición final actual del efluente contribuye a la contaminación de las aguas subterráneas.

6.5 Selección de tratamiento

A luz de los resultados obtenidos por el informe del CIQA, se puede deducir este empleando solo un tratamiento primario no permite una adecuada remoción de sustancias orgánicas del efluente, llegando a la conclusión que el mismo atenta contra la calidad de las aguas subterránea por su aporte de contaminación. Para encontrar una alternativa viable para solventar los problemas referidos al tratamiento de efluentes de la empresa, se construyó una matriz de alternativas tomando datos comparativos en bibliografía (Collado, 1991; Vargas, 1900 y López, 2014). A fin de determinar el más idóneo para anexar al tratamiento ya existente, en función de las características del agua residual a tratar, caudal diario, disponibilidad de terreno y la calidad del efluente de salida requerido, entre otros.

Se consideraron diversos criterios para la selección del tratamiento secundario, como costos de inversión, operación y mantenimiento, necesidad de personal técnico capacitado, dimensiones del proyecto, independencia de factores ambientales externos, eficiencia energética y de remoción de materia orgánica, tiempo de retención del efluente, generación de residuos, ruido, olores y vectores de transmisión de enfermedades. Mediante el método de puntos (Zadeh, 1963) se ponderó a cada variable en función de su importancia y se asignó un valor del 1 al 10 para cada tratamiento de acuerdo con el grado de congruencia entre la variable y el mismo. Posteriormente se calcula el peso de cada alternativa seleccionada (%). Es decir, el peso de cada alternativa seleccionada es igual a la razón entre la sumatoria de los pesos parciales, y el puntaje máximo posible.

$$\%\ Peso\ de\ la\ alternativa = \frac{\sum(C\ x\ P)}{\sum P}$$ *Ecuación (3)*

C= Calificación
P= Ponderación
CP= Calificación pondera

Tabla N° 9 - Matriz de puntos – Evaluación de tratamientos secundarios.

Atributos	*Variables*	P	Lecho percolador		Sistema de lodos activados		Sistema de lagunaje		Biodiscos	
			C	CP	C	CP	C	CP	C	CP
Económico (60%)	*Inversión inicial baja*	*15*	*8*	*120*	*3*	*45*	*6*	*90*	*8*	*120*
	Bajo costo de operación y mantenimiento	*20*	*3*	*60*	*4*	*80*	*9*	*180*	*8*	*160*
	Personal no especializado	*5*	*7*	*35*	*5*	*25*	*8*	*40*	*9*	*45*
	Espacio limitado	*15*	*8*	*120*	*6*	*105*	*3*	*45*	*9*	*135*
	Eficiencia energética	*5*	*4*	*20*	*5*	*25*	*9*	*45*	*8*	*40*
Técnico (35%)	*No dependencia de factores externos*	*3*	*8*	*40*	*8*	*40*	*7*	*35*	*8*	*24*
	Eficiencia de remoción de materia orgánica	*15*	*8*	*160*	*9*	*180*	*9*	*135*	*9*	*135*
	Bajo tiempo de retención	*10*	*7*	*70*	*7*	*70*	*6*	*60*	*9*	*90*
	Requerimientos de análisis y controles	*7*	*7*	*70*	*6*	*60*	*9*	*63*	*7*	*49*
Ambiental (5%)	*Impacto ambiental bajo*	*5*	*8*	*40*	*4*	*20*	*5*	*25*	*8*	*40*
	Puntaje final	***1000***		***735***		***493***		***718***		***838***
	% Total	***100***		***73,5***		***49,3***		***71,8***		***83,8***

Fuente: *Elaboración propia*

Finalmente se sumaron las calificaciones ponderadas para cada sistema de tratamientos. La calificación más alta correspondió al sistema biológico rotativo. Por un lado, el sistema de lodos activados presenta como desventajas la gran inversión inicial, necesidad de personal capacitado y el gran volumen de residuos generados. Por otro lado, la extensión de superficie espacial y tiempo de residencia requerida para los sistemas de lagunaje hacen de esta metodología inviable para la empresa. Mientras, que la implementación de un reactor de biodiscos en la empresa en cuestión sería factible. Principalmente por, su menor consumo energético, simplicidad en el manejo de las instalaciones, reducida producción de lodos, escaza área requerida y alta remoción de materia orgánica.

6.5 Contactor biológico rotativo (RBC)

El biodiscos es un reactor biológico aeróbico de cultivo fijo, constituido por una cámara semicilíndrica que posee un eje central sobre el que se montan los discos de material plástico (polietileno, cloruro de polivinilo o poliestireno de baja o alta densidad) que giran lentamente y que están sumergidos un 45%. Los microorganismos procedentes del agua residual en un período entre 3 y 4 días se adhieren a los discos formando una biopelícula, responsable del efecto de biorremediación. Degradan la materia orgánica como parte de sus procesos vitales. Además, el rozamiento de la película biológica cuando se desplaza por el agua residual provoca desprendimiento de la biomasa en exceso, manteniendo su espesor constante y evitando problemas de atascamiento. Los sólidos desprendidos se mantienen en suspensión a causa del mismo movimiento rotatorio del biodiscos, posteriormente es sedimentado en un decantador secundario. *(Welter, 2014)*

6.6 Formación de la biopelícula

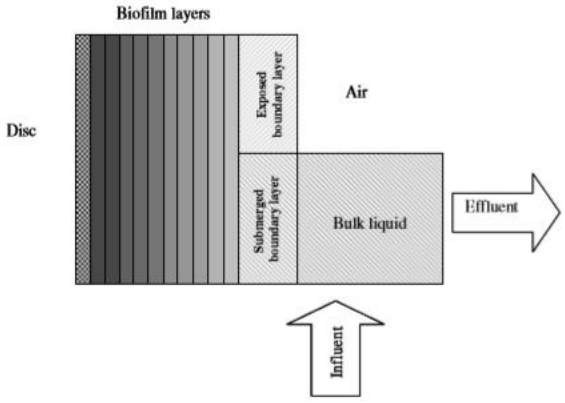
La formación del biofilm se desarrolla en dos etapas, depende de la acción de bacterias y otros organismos unicelulares. En primer lugar, ocurre un proceso de adsorción reversible a la superficie inerte mediante interacciones electrostáticas (fuerzas de Van der Waals, y puentes poliméricos). Las bacterias gram negativas y bacterias filamentosas son las principales implicadas en esta etapa. Seguidamente se desencadena el proceso de adsorción irreversible de las células por medio de la excreción del glicocálix sintetizado. El éxito de adherencia de este polisacárido al material de soporte depende fundamentalmente del tiempo de contacto célula:soporte. (Dellarire, 1979)

La rotación continua de los biodiscos permite que la comunidad formada se sumerja en el líquido, donde recoge la materia orgánica y sea expuesta al oxígeno para completar el proceso de oxidación biológica. Regularmente se desprenden capas externas de biofilm luego de haber cumplido su ciclo vital, originándose flóculos.

6.7 Espesor del biofilm

Se estima que el espesor del biofilm activo varía entre 0,2 mm, en concentraciones bajas de sustrato, hasta 3,0 mm, con alta concentración de sustrato, cuando hay limitación de oxígeno en el biofilm. Se puede observar una disminución gradual del espesor del biofilm a medida que se aproxima al extremo final del reactor. El espesor de esta biopelícula depende exclusivamente de la materia orgánica del agua a depurar.

Esquema N° - Capas de la biopelícula adherida al material de soporte



***Fuente**: (Sanjay Dutta, 2007)*

6.8 Procesos metabólicos en el biofilm

Los procesos involucrados en el tratamiento de aguas mediante biopelículas adheridas a soportes son complejos y dependen de diversos factores de naturaleza física, química y biológica. En la actualidad, la gran mayoría de los modelos cinéticos de biofilm intentan simplificar estos procesos en formas matemáticas adecuadas, aunque la fuerte dependencia de condiciones externas genera que los procesos sean impredecibles, y hasta en algunos casos, inconcebibles. (Dutta Snajy, 2007). Para proteger el biofilm de la exposición a temperaturas extremas y para evitar el crecimiento de algas casi siempre están cubiertas.

La microestructura de la biopelícula responde al modelo de canales de agua. En el que la fusión entre microorganismos y exopolisacáridos deja una red de canales de agua que llega hasta la base de la biopelícula permitiendo el intercambio de nutrientes y metabolitos entre la comunidad y la fase fluida.

Los discos se disponen en grupos o etapas con el objetivo que el contacto biológico rotativo se comporte como un sistema de flujo continuo para evitar elevados tiempos de residencia y paradas del efluente. Además, permite adquirir la importante característica de una mayor especialización de los microorganismos, logrando situarse en cada etapa los diferentes tipos de poblaciones microbianas, especializadas en la degradación del sustrato correspondiente. Generalmente, la primera etapa siempre recibe la mayor carga orgánica y permite una alta eliminación de la carga orgánica. Las últimas etapas se usan para la nitrificación (conversión de nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos) y la eliminación de carbono orgánico residual cuando la carga orgánica alcanza valores inferiores a los 5 gDBO/m^2.día (WEF y ASCE 1998). El agregado de más etapas aumenta la tasa la eliminación de materia orgánica de forma insignificante, por lo tanto, no se justifica un reactor con más de 4 etapas. (Rodgers y Zhan 2003)

6.8 Composición microbiológica

La comunidad del biofilm está comprendida por bacterias, hongos, algas, nemátodos, protozoarios, rotíferos, larvas de insectos, arácnidos, caracoles y crustáceos. Según la función que desarrollan en la matriz del biofilm se clasifican en especies heterótrofas, microorganismos oxidantes de amonio, oxidantes de nitrito, acumuladores de fosfato y oxidantes de amonio anaeróbico. Cada uno de estos grupos presenta una abundancia y tasa de crecimiento que cambia en función de la carga hidráulica, carga orgánica, características propias del efluente, oxígeno disuelto, pH, temperatura ambiental, y textura del material de soporte. (Welter & Castillo, 2010)

A lo largo del proceso del reactor de biodiscos, se observa que la comunidad microbiológica varia. En una primera instancia, proliferan en mayor medida organismos de un nivel trófico inferior como bacterias del tipo filamentosas y no filamentosas que utilizan los compuestos de carbono. Posteriormente, a medida que desciende la concentración de compuestos carbónicos, son reemplazados por organismos de mayor nivel de complejidad estructural (bacterias nitrificantes, protozoos y rotíferos, helmintos). (Welter, 2014)

6.9 Problemas operacionales

Dado, que los procesos biológicos emplean organismos vivos, están sujetos a trastorno por agente inhibidores o tóxicos, requiriendo especial atención para garantizar que la eficiencia de los procesos ante la posible presencia de estos agentes. Según la

Environmental Protection Agency (EPA), el término interferente hace referencia a toda sustancia química y/o variable física presente en el efluente de descarga que ejerza un efecto inhibitorio o de interrupción de los procesos u operaciones en una la planta de tratamiento de aguas residuales.

Cuando los valores de los parámetros base de diseño habitual de una planta de tratamiento secundario, como la DBO, los sólidos en suspensión (SS), pH, aceites y grasas, exceden las cargas máximas especificadas por el diseño, desencadenan un problema de interferencias. Los picos de materia orgánica en el afluente resultan en disminuciones de la transferencia de oxígeno hacia la biopelícula, lo que a su vez genera una biodegradación insuficiente de la misma. Si están presentes en concentraciones elevadas de aceites y grasas, pueden interferir con el tratamiento normal de los desechos al evitar la adherencia de los microorganismos al soporte inerte y, además, dificultar la transferencia de oxigeno por impermeabilización de la biopelícula. El pH de las aguas residuales también puede causar interferencias si es demasiado alto o demasiado bajo, o si fluctúa ampliamente. La acumulación de sólidos en los discos puede bloquear el paso de aire generando condiciones anaeróbicas. Las variaciones de caudal también afectan considerablemente la eficiencia del reactor si no se regula.

El excesivo crecimiento de microorganismos filamentosos como Beggiatoa spp sirve como señal de disminución de rendimiento, debido a que la proliferación de estas bacterias oxidantes de azufre impide el desprendimiento de la biopelícula. Lo que puede ocasionar una sobrecarga de los soportes (Surampalli, 1997)

Los estudios demuestran que hay varios medios para controlar el grosor de la biopelícula. Entre los que se destaca, aumentar la velocidad de rotación, invertir la dirección de rotación periódicamente para desarrollar tensión cortante en la dirección opuesta, adicionar aireación suplementaria para generar la oxidación de azufre con el fin de limitar el crecimiento de Beggiatoa spp.

6.10 Eficiencias depurativas

En la tabla se muestran los porcentajes de eficiencia de remoción a partir de los parámetros más representativos (DBO, DQO, Nitrógeno total y sólidos suspendidos) medidos en el líquido de entrada y de salida del sistema de biodiscos de diferentes trabajos de investigación a escala de laboratorio con cargas moderadas de materia orgánica.

Tabla N° 10 - Eficiencia de remoción con tecnología de biodiscos

DBO_5	DQO	N TOTAL	SÓLIDOS SUSPENDIDOS	REFERENCIAS
85 – 95 %	-	-	-	Liu & Liptack, 2000
85 - 93 %	-	30 - 40 %	-	Torres et al, 2006
80 - 85 %	80 – 85 %	15 - 20 %	80 - 85%	Metcalf & Eddy, 2001
82 - 93 %	85 -95 %	-	-	Welter & Castillo, 2010
92%	-	63 %		Behling et al, 2003b

Fuente: *Elaboración propia*

La eficiencia depurativa general de los biodiscos depende de varios factores:

- Características del agua residual (carga hidráulica, carga orgánica y pH)

- Configuración del sistema (velocidad de rotación, superficie específica de los discos, porcentaje de área sumergida de cada disco, número de etapas, índice de recirculación)
- Tasa de transferencia de oxígeno, temperatura externa y del efluente a tratar

7. PROPUESTA DE TRATAMIENTO

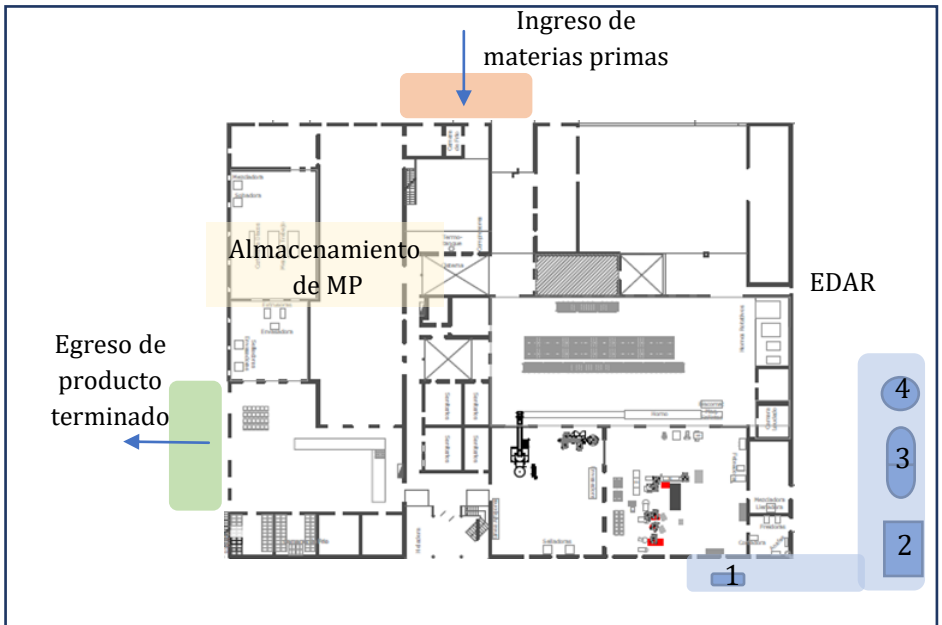
Como primera medida a implementar para el presente tratamiento es la aplicación de un pequeño sistema de rejas medianas y finas (separación de 2,5 cm y 1 cm) antes del ingreso a cámara séptica. De esta manera, permitiría la retención de sólidos gruesos con el fin de evitar atascamiento en los conductos que llevan el agua residual. Continuar empleando el tratamiento primario existente, que actúa tanto como separador de las grasas y espumas, ecualizador del efluente homogeneizándolo, así como también sedimentando los sólidos en suspensión y degradando parcialmente la materia orgánica mediante digestión anaeróbica. Seguidamente se aplicaría un tratamiento secundario, contactor biológico rotativo (RBC), tomando como referencia el prototipo elaborado por el Grupo de Investigación de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Católica de Córdoba implementado con éxito en el mismo campus de la universidad.

Esquema N° Planta de tratamiento de líquidos residuales UCC

Fuente: *(Welter, 2014)*

El caudal regulable de efluente pretratado se extraería de la cámara séptica mediante una bomba centrifuga (200L/h) hasta la unidad de biodiscos. Al no ser necesario un sistema de recirculación de barros, al final de la última etapa sería factible colocar un clarificador que ayudara a eliminar los restos de sólidos y biomasa desprendida de los discos. Una vez, finalizados los tiempos de retención hidráulicos, el efluente tratado es conducido directamente para su vertido al pozo absorbente existente.

Esquema N° 1 - Layout de la planta



Sector de producción

Egreso efluente

Referencias: *1 cámara de inspección; 2 cámara séptica; 3 contactor biológico rotativo; 4 pozo absorbente.*

Esquema N°1 Sistema de tratamiento de efluentes a implementar

8. MEMORIA DE CÁLCULOS

Se consideró como base de diseño los datos aportados por el equipo de investigación de tratamiento de aguas de la UCC. Las fórmulas de diseño del reactor se basan en modificaciones del modelo matemático descriptivo de Eckenfelder.

Se tuvo en cuenta una relación óptima volumen-superficie de 4,89 litros/m^2 para un influente con concentraciones mayores de 300 mg/L de DBO (Martínez, 2012). Por ende, la capacidad máxima del reactor debe ser de 0,2 m^3. Considerando que el biodiscos trabajan con su mayor eficiencia (cercana al 90%). La DBO_5 resultante es de alrededor de 450 mg/L.

Tabla N° 11 - Parámetros de diseño del reactor

PARÁMETROS	VALORES
Caudal (Q)	*0,865 m^3/día*
DBO_5 afluente	*4550 mg/L*
DBO_5 efluente	*450 mg/L*

Fuente: *Elaboración propia*

- *Remoción de la carga orgánica (K)*

$$K = CH * (DBO5\ entrada - DBO5\ salida)$$

$$K = 0{,}02\ m3/m2.día * (4{,}550\ \frac{g}{m3} - 0{,}450\ g/m3) \qquad \textit{Ecuación (4)}$$

$$\boldsymbol{K = 98{,}4\ g\ DBO/m2.día}$$

*K = remoción de carga orgánica (gramos/m^2*día)*
*CH = carga hidráulica (m^3/m^2*día)*
DBO_5 entrada= concentración entrada (g/m^3)
DBO_5 salida = concentración salida (g/m^3)

- *Área superficial necesaria*

El área superficial de los discos es la cantidad de medio que se encuentra disponible para el crecimiento de la biopelícula, por lo tanto, a mayor área, mayor cantidad de microorganismos, lo que conlleva a mejorar el rendimiento del sistema (Pérez, 2010). No solo depende del diámetro de los discos, sino también del material, rugosidad y porosidad del mismo.

Ecuación (5)

$$A = \frac{Q * DBO5\ entrada}{K}$$

$$A = \frac{0{,}865\ m3 * 4550\ g/m3}{98{,}4\ g/m2.día}$$

$$\boldsymbol{A = 40\ m2}$$

- *Carga Hidráulica*

  La carga hidráulica corresponde al caudal aplicado por unidad de superficie.

$$CH = \frac{Q}{A}$$ *Ecuación (6)*

$$CH = \frac{0{,}865\ m^3/día}{40\ m^2}$$

$$\boldsymbol{CH = 0{,}02\ /\ .día}$$

- *Área superficial efectiva del disco*

Se consideró como variables estáticas el diámetro de disco (0,8m), el área no sumergible correspondiente al eje de 0,1 m y una sumergencia del 40%. Este parámetro, garantiza el área necesaria para que la biopelícula entre en contacto con el agua residual y que de igual manera la otra parte esté expuesta a la atmosfera. Porcentajes más altos de sumergencia implica poca exposición y disminución de los procesos de oxidación de los compuestos por los microorganismos.

$$Ad = \frac{\pi}{2}\ (Do^2 - Di^2)$$

$$Ad = 1{,}57\ ((0{,}8\ m)^2 - (0{,}1)^2)$$ *Ecuación (7)*

$$\boldsymbol{Ad = 0{,}99\ m^2}$$

Ad: Área superficial efectiva del disco (m²)
Do: diámetro externo del disco (m)
Di: diámetro interno del disco (m)

- *Número total de discos*

$$N = \frac{A}{Ad}$$

$$N = \frac{40\ m^2}{0{,}99\ m^2}$$ *Ecuación (8)*

$$\boldsymbol{N = 40\ disc}$$

- *Volumen de la biopelícula*

Para la formación de la biopelícula, se cultivó lodo proveniente de una cámara séptica, se inició rotación del RBC a 3 rpm durante tres días sin entrada de agua residual y se alimentó el reactor con agua residual sintética a 50 L/día durante 10 días. Como resultado se obtuvo una gran capa de biopelícula en la superficie del medio y los discos, y se logró la estabilidad en 2 a 3 días. (Sirianuntapiboon, 2007)

$$Volumen\ de\ biopelícula = \frac{1}{4}\pi\ (Do^2 - Di$$

$$Volumen\ de\ biopelícula = 2\left\{\frac{1}{4}\pi\ ((0{,}8\ m)^2 - (0{,}1m)^2)0{,}003\right.$$ *Ecuación (9)*

$$\boldsymbol{Volumen\ de\ biopelícula = 0{,}002}$$

- *Velocidad periférica*

Se toma de referencia la velocidad de giro de discos del prototipo de reactor creado por el grupo de tratamiento de aguas residuales de la UCC, 3,2 rpm. La rotación de los discos no puede exceder una velocidad periférica de 0.33 m/s porque el esfuerzo cortante del agua y la turbulencia puede provocar el desprendimiento descontrolado de la biopelícula adherida; además, aumenta los costos operativos al consumirse mayor energía de la necesaria. (Castillo y Vivas, 1996) *Ecuación (10)*

$$Vp = \pi.v.Do$$
$$Vp = \pi * 3{,}2\,\text{rpm} * 0{,}8\,\text{m}$$
$$\boldsymbol{Vp = 8{,}04\,m/min.}$$

$Vp = Velocidad\ periférica\ en\ m/min$
$v = Velocidad\ de\ rotación\ de\ los\ discos\ (rpm)$

- *Longitud de etapas*

Se considera una longitud entre 1,5 cm entre discos. (Rana, 2002) *Ecuación (11)*

$$l = N\{(e\ x\ n) + a(n-1) + 2b\}$$
$$l = 4\{(0{,}4cm\ x\ 10) + 1{,}5cm\ (10-1) + 2(2cm\ x\ 2cm)\}$$
$$\boldsymbol{l = 1{,}02\ m}$$

N= número de etapas del biodiscos
$l = longitud\ de\ cada\ etapa\ (cm)$
$e = Espesor\ de\ los\ discos (cm)$
n = $Número\ de\ discos\ por\ etapa$
$a = Distancia\ entre\ discos (cm)$
$b = Distancia\ entre\ disco - etapas\ (cm)$

- *Capacidad del reactor*

$$V = (At\ x\ L)$$
$$V = \frac{1}{2}(\pi\ x\ (0{,}35)^2)\ x\ 1{,}02\ m$$ *Ecuación (12)*

$$\boldsymbol{V\ 0{,}2m^3}$$

- *Volumen efectivo de reactor*

El volumen efectivo del reactor se determina calculando la capacidad del tanque y se le resta el volumen de la porción sumergida de los discos.

$$Ve = (At\ x\ L) - (As\ x P\ x e\ x\ nt)$$ *Ecuación (13)*

$$Ve = \left(\frac{1}{2}(\pi\ x\ (0{,}35)^2)\ x\ 1{,}02\ m\right) - (0{,}4\ m2\ x\ 0{,}4\ x\ 0{,}004\ x\ 36)$$

$$\mathbf{Ve = 0,\ m3}$$

Ve = $Volumen\ efectivo\ del\ reactor$
$At = Area\ transversal\ de\ agua\ en\ el\ tanque\ (m^2)$
$L = Longitud\ total\ del\ reactor$
$As = Area\ sumergida\ de\ cada\ disco\ (m^2)$
$P = Proporción\ de\ área\ sumergida\ del\ disco\ (40\%)$
$nt = Número\ total\ de\ discos\ en\ el\ reactor$

- *Tiempo de retención hidráulico*

El tiempo crítico de retención hidráulica para la eliminación de materia orgánica carbónica es de aproximadamente 3-4 horas y los estudios han revelado que un mayor aumento en la retención tiene poco efecto sobre la mejora en el rendimiento, además de ser poco rentable. Para un sistema dado, a medida que aumenta la velocidad de carga aplicada, la eficacia de eliminación disminuye. (Lozada, 2011)

$$THR = \frac{Ve}{Q}\ x\ Tc$$

$$THR = \frac{0{,}188\ m3}{0{,}865\ m3/día}$$

Ecuación (14)

THR 0,20 días (4 hs)

Tc= factor de temperatura (1 para T° ≥ 12°C)

Tabla N° 12 - Resumen de parámetros de diseño del biodiscos

PARÁMETROS CONSTANTES		**PARÁMETROS VARIABLES**	
PARÁMETRO	**VALOR**	**PARÁMETRO**	**VALOR**
N° de etapas	4	Carga hidráulica	0,02 m^3/m^2.día
N° discos por etapas	10	Velocidad de rotación	3,2 rpm
N° total de discos	40	Velocidad periférica	8,04 m/s
Diámetros de discos	0,8 m	Remoción de materia orgánica	98,4 g DBO/m^2.día
Diámetros disco interno	0,1m	Espesor del biofilm	1 – 3 mm
Separación entre discos	0,002 m	Volumen del biofilm	0,002 m^3
Distancia entre los discos	0,02 m	Tiempo de retención hidráulico	4 hs
Área superficial total	40 m^2	Eficiencia depurativa	85 – 90%
Sumergencia de los discos	40 %	Consumo de energía	0,19 A
Área superficial efectiva de disco	0,99 m^2	pH	6,5 – 8,5
Volumen efectivo del reactor	0,18 m^3	Temperatura	13 – 30 °C
Capacidad del reactor	0,2 m^3	Relación volumen-superficie óptima	4,89 litros/m^2
Longitud del reactor	1,02 m	Potencia motorreductor	0,13 Kw

Fuente: *Elaboración propia*

En función de las características del efluente de ingreso (pH, demanda bioquímica de oxígeno, detergentes) al sistema de tratamiento, permiten dar una idea acerca del posible comportamiento del efluente dentro del reactor, grado de interferencia de los compuestos y eficiencia depurativa. Tomando como referencia la *Guidance Preventing Interference POTWs (EPA, 1987)* se eligieron los parámetros básicos y las frecuencias de muestreos que permitan desempeñar el control y seguimiento del funcionamiento de un contactor biológico rotativo.

Tabla N°3 - Parámetros de control reactor rotatorio de cultivo fijo

PARÁMETRO	**MUESTRAS**	**TÉCNICA**	**MÉTODO**	**FRECUENCIA**

pH	Efluente de ingreso	Método 4500-H B - SMEWW -18 th ed.	Potenciométrico	Diario
DBO_5	Efluente de ingreso y salida	Método 5210 B - S SMEWW -18 th ed.	Titulométrico	Semanal
Detergentes	Efluente de ingreso	Método 5540 B y C of SMEWW -18 th ed.	Colorimétrico	Quincenal
Sustancias solubles en éter	Efluente de ingreso	Método 9071 A-Revisión 0 EPA SW-846(1992)	Gravimétrico	Semanal
Sólidos sedimentables	Efluente de ingreso	Método 2540 F - SMEWW -18 th ed.	Comparación visual	Mensual
OD (Oxígeno disuelto por etapa)	Efluente dentro del reactor	Método 4500-O C - SMEWW-18 th ed.	Titulométrico	Diario
Espesor de la biopelícula	Biopelícula adherida	Observación directa al microscopio	Microscópica	Quincenal
Recuento de células totales	Biopelícula adherida	Métodos para el examen de las aguas de los líquidos cloacales. OSN 1971	Recuento en placa	Quincenal
Sólidos totales	Efluente de salida	Método 2540 G - SMEWW-18 th ed.	Gravimétrico	Semanal

Fuente: *Elaboración propia*

Un parámetro fundamental a determinar del efluente a ingresar al sistema es el pH, porque afecta directamente la proliferación microbiana. Una de las sustancias aplicadas para el control es el carbonato de calcio ($CaCO_3$), la cual le proporciona al afluente condiciones de alcalinidad. (Mudder & Whitlock, 1984)

Otro parámetro es la demanda bioquímica de oxígeno mide el contenido de la materia orgánica biodegradable (compuestos carbónicos, nitrogenados, compuestos químicos reductores como iones ferrosos, sulfitos y sulfuros).

La importancia de la determinación de detergentes en el afluente radica en su parte activa, la cual ejerce efecto tóxico sobre la población microbiana inhibiendo el tratamiento secundario y en la formación de espumas. Mientras que las grasas y aceites afectan la oxigenación de la biopelícula al impermeabilizar las capas externas del mismo.

La actividad microbiana de la biopelícula es proporcional al espesor, por ende, un adecuado espesor implica un biofilm activo. Aunque, biofilm con mucho espesor dificultan la difusión de nutrientes.

La presencia de olores fuertes, espuma, desprendimiento excesivo de la biomasa, biopelícula de color blanco pueden indicar la posible presencia de interferentes que desestabilizan el sistema de tratamiento biológico, ya sea por fluctuaciones de los valores de pH, sobrecarga orgánica, sulfuros, entre otros. En estos casos, se evidencia la necesidad de tomar acciones correctivas para la puesta en régimen nuevamente del reactor.

- *Sedimentador*

El tanque de sedimentación secundario permite completar la operación de tratamiento. Se encarga de la separación de la salida del reactor biológico, en dos corrientes: el sobrenadante como efluente tratado y el fondo como lodo. La capacidad necesaria se expresa en la siguiente ecuación.

Ecuación (15)

$$Vsed = (THR \; x \; Q)$$

$$Vsed = (6 \; hs \; x \; 0{,}03 \; m3)$$

$$\boldsymbol{Vsed = 0,216 \; m3}$$

TRH: Tiempo de Retención Hidráulica (h)
Q: Caudal (L/h)

9. DISCUSIÓN

Se logró el planteamiento y evaluación teórica parámetros técnicos de diseño y operación de la tecnología seleccionada (contactor biológico rotativo). Se determinó, los principales problemas operacionales ocasionados cuando los parámetros de diseños exceden las cargas especificadas y las medidas de control de desvíos. Durante la elaboración de la memoria de cálculos para la adecuación del diseño del reactor biológico, los valores de carga orgánica de ingreso al sistema superaron ampliamente el rango de valores recomendados por trabajos de investigación (8 – 12gDBO/ m^2.día). Las evidencias indican que la eficiencia depurativa disminuye a medida que la orgánica aumenta en exceso alejándose de su valor teórico ideal. El descenso de la carga orgánica previo al ingreso del sistema puede ser alcanzando mediante un efecto dilución aportando agua. Alternativa considerada económica y medioambientalmente inviable o bien reducir insitu la proporción de materia orgánica vertida en bachas de lavado, aplicando remoción y limpieza en seco. Por otro lado, sería factible, aprovechando los tiempos de retención cortos, la aplicación de un sistema de recirculación del agua residual que permita un descenso de la carga. Por lo que se estaría ingresando el efluente con cargas orgánicas cada vez menores.

Finalmente, es importante destacar que, al trabajar con matrices heterogéneas de carácter biológico, cómo son los líquidos residuales, es de esperar que se produzca una gran variabilidad en el valor de las mediciones. Por lo tanto, los valores que arrojaron los análisis pueden no ser representativos del funcionamiento del sistema de tratamiento con cámara séptica y puede simplemente ser fruto de un desbalance estacionario, por lo tanto, para llegar a conclusiones representativas es necesario continuar con las tomas de muestra de efluente de la empresa para obtener valores que proporcionen información suficiente para el diseño de un tratamiento biológico anexo.

10. BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

Reglamentación para la preservación del recurso hídrico de la Prov. de Córdoba (Dec. 847/16). http://web2.cba.gov.ar/Web/Leyes.nsf/0/37756ff5e7ed18be032580910054765a/$FILE/847-16%20ANEXO%20UNICO.pdf

Boletín de Procedimientos Operativos Estandarizados de Saneamiento- Dirección Nacional de Alimentos - SAGPyA. *http://www.ciap.org.ar/ciap/Sitio/Archivos/Procedimientos%20operativos%20estandarizados%20de%20saneamiento%20POES.pdf*

Boletín bromatológico – ANMAT *http://www.anmat.gov.ar/webanmat/BoletinesBromatologicos/gacetilla_9_higiene.pdf*

Francisco Ramírez Quirós (2005). Desinfección del agua con cloro y cloraminas. *https://www.micof.es/bd/archivos/archivo2022.pdf*

Pedro Cisterna (2012). Determinación de la relación DQO/DBO_5 en aguas residuales de comunas Osori Universidad Tec. Fed. Sta María, Chile *http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/chile13/trab-12.pdf*

José López (2014) Efluentes cloacales en la Provincia de Córdoba. *https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/1440/Informe%20PS%20Jose%20Chicala.pdf?sequence=1*

AguirreB, Martinez Wassar, Grumelli Y, Díaz Panero M, Castillo (2012). La biopelícula en contactores biológicos rotativos (RBC) como indicador biológico de la eficiencia del sistema depurador. http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/welter.pdf

Dellarire G (1979). Behind the rapid rise of the rotating biological contactor. Journal of the Civil Engineering Division.; ASCE:49(1) 72-73 *http://www.iraj.in/journal/journal_file/journal_pdf/2-75-140713037308-11.pdf*

Rodney M. Donlan (2002). Biofilm: Microbial Life on surfaces. Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, Georgia, USA *https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12194761*

Joe J. Harrison, Raymond J. Turner, Lyriam L. R. Marques and Howard Ceri (2005). A new understanding of these microbial communities is driving a revolution that may transform the science of microbiology American Scientist https://www.jstor.org/journal/amerscie

Lazarova, V. and Manem, J. (2000). Innovative biofilm treat- ment technologies for water and wastewater treatment. In Biofilms II: Process analysis and applications. Edited by Ja- mes D. Bryers. Wiley series in ecological and applied micro- biology, USA, pp. 159-206.

M.Sc. Alma Deloya Martínez (2012). Biodiscos: una alternativa de tratamiento biológico para aguas residuales cuando no se dispone de grandes extensiones de terreno. http://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/view/1541

Agustín f. Navarro, (2004). Influencia del área de discos y volumen de pileta en la operación de un sistema de biodiscos. http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/navarro.pdf

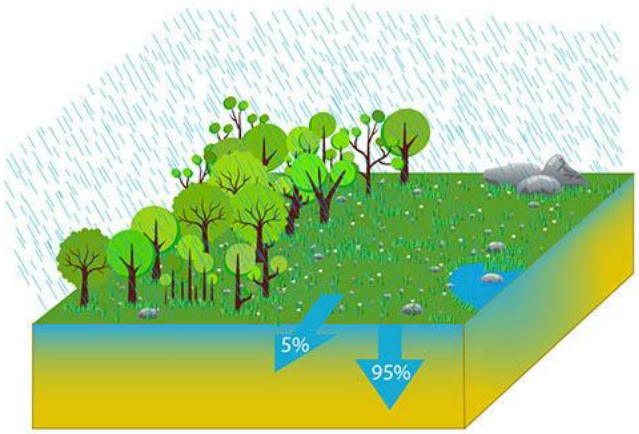
SEMINARIO INTEGRADOR

Escorrentía Urbana

Transporte de la contaminación

Ing. Hernán Beé

29/03/2020



Antes

Después

En las zonas urbanas e industriales el suelo natural es reemplazado por superficies de alta impermeabilidad construidas con materiales como el asfalto o el hormigón. Estas superficies, en lugar de permitir que el agua se infiltre en el suelo, provocan que la mayor parte del agua permanezca en superficie.

Índice

1 Objetivo del estudio 1
2 Justificación - Magnitud del problema 1
2.1 Datos y cifras 2
3 Desarrollo del Informe 3
3.1 Introducción: 3
3.1.1 Definición de Escorrentía Urbana: 3
3.1.2 Comparación de Hidrogramas en zonas urbanas y agrícolas: 4
3.1.3 Características de Contaminación por Escorrentía Urbana. 5
3.2 Consideraciones sobre desagües pluviales: 7
3.3 Contaminantes más importantes: 7
3.4 Tratamientos de contaminantes: 8
3.5 Medidas Estructurales 9
3.5.1 Sistemas de infiltración o control en el origen: 9
3.5.2 Sistemas de transporte permeable 11
3.5.3 Sistemas de Tratamiento pasivo 12
3.6 Proyectos Integradores 13
4 Conclusiones: 14
5 Recomendaciones 14
5.1 Construcciones existentes: 14
5.2 Construcciones nuevas: 14
6 Bibliografía consultada: 15

1 Objetivo del estudio

El objetivo del siguiente trabajo es el estudio de la Escorrentía (escurrimiento de las aguas) en la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) durante el tiempo de concentración. «El tiempo de concentración tc de una determinada cuenca hidrográfica es el tiempo necesario para que el caudal saliente se estabilice, cuando ocurra una precipitación con intensidad constante sobre toda la cuenca.»[1]

2 Justificación - Magnitud del problema

La introducción de las aguas servidas en las fuentes de consumo puede producir enfermedades diarreicas. Según la OMS «La diarrea suele ser un síntoma de una infección del tracto digestivo, que puede estar ocasionada por diversos organismos bacterianos, víricos y parásitos. La infección se transmite por alimentos o agua de consumo contaminados, o bien de una persona a otra como resultado de una higiene deficiente.»

Tabla 1. Causas infecciosas de diarrea[2]

Infecciones virales	Infecciones bacterianas	Infecciones parasitarias	Organismos multicelulares	Infecciones por hongos
Norovirus	Salmonella	Protozoarios:	*Ascaris*	*Candida*
Rotavirus	*Shigelia*	*Giardia lamblia*	*Trichuris*	*Aspergilus*
Adenovirus	*Campylobacter*	*Entamoeba histolytica*	*Strongyloides*	
	Vibro cholerae	*Blastocystis*	Filariasis	
	Escherichia coli enteroinvasiva	*Dientamoeba fragilis*	*Toxocara*	
	Escherichia coli enterotóxica	*Cryptosporidium*	Echinococcosis	
	Yersinia enterocolitica	*Isospora*	Cysticercosis	
	Vibrio parahemolyticus	*Cyclospora*	Cestoda	
		Toxoplasmosis	Trematoda	
		Malaria	*Schistosoma*	
			Uncinariosis y oxiuros	

[1] Linsley Jr., R. K., Franzini, J. B., & Pastorino, L. A. (1978). *Engenharia de recursos hídricos.* Sao Paulo: Editora da Universidade de Sao Paulo; McGraw-Hill.

[2] Kruszka PS Jr., H. L. (1 de marzo de 2002). Clinical inquiries. What is the differential diagnosis of chonic diarrhea in immunocompetent patients? *The journal of Family Practice*, 51 (3): 212.

2.1 Datos y cifras[3]

Las enfermedades diarreicas son la segunda mayor causa de muerte de niños menores de cinco años. Son enfermedades prevenibles y tratables.

Las enfermedades diarreicas matan a 525 000 niños menores de cinco años cada año.

Una proporción significativa de las enfermedades diarreicas se puede prevenir mediante el acceso al agua potable y a servicios adecuados de saneamiento e higiene.

En todo el mundo se producen unos 1700 millones de casos de enfermedades diarreicas infantiles cada año.

La diarrea es una de las principales causas de malnutrición de niños menores de cinco años.

Tabla 2. ¿Cuál es la enfermedad que causa más muertes en el mundo?[4]

No.	Causa	N.° estimado de muertes (en millones)	Porcentaje del total de muertes
1	Cardiopatía isquémica	7.25	12.8
2	Afección cerebrovascular	6.15	10.8
3	Infecciones de las vías respiratorias inferiores	3.46	6.1
4	Enfermedad pulmonar obstructiva crónica	3.28	5.8
5	Enfermedades diarreicas	2.46	4.3
6	VIH/SIDA	1.78	3.1
8	Cánceres de tráquea, bronquios o pulmón	1.39	2.4
7	Tuberculosis	1.34	2.4
12	Diabetes mellitus	1.26	2.2
9	Traumatismos por accidentes de tráfico	1.15	2.1
11	Cardiopatía hipertensiva	1.00	2.0
10	Prematuridad y peso bajo al nacer	1.2	1.8

[3] *Organización Mundial de la Salud*. (2 de mayo de 2017). Recuperado el 9 de diciembre de 2017, de www.who.int/es/news/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease

[4] *Organización Mundial de la Salud*. (Abril de 2011). Recuperado el 9 de Diciembre de 2017, de www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/cod_2008_sources_methods.pdf

3 Desarrollo del Informe

3.1 Introducción:

3.1.1 Definición de Escorrentía Urbana:

Son aguas superficiales procedentes de las calles de las ciudades con propiedades domésticas e industriales que no se absorbe ni se mantiene en el suelo, y que a medida que se desplazan recogen y transportan contaminantes al sistema de alcantarillado, el cual la deposita en arroyos, ríos, lagos, aguas costeras. Es una de las principales fuentes de contaminación del agua en estas zonas, así como la principal causa de inundaciones.

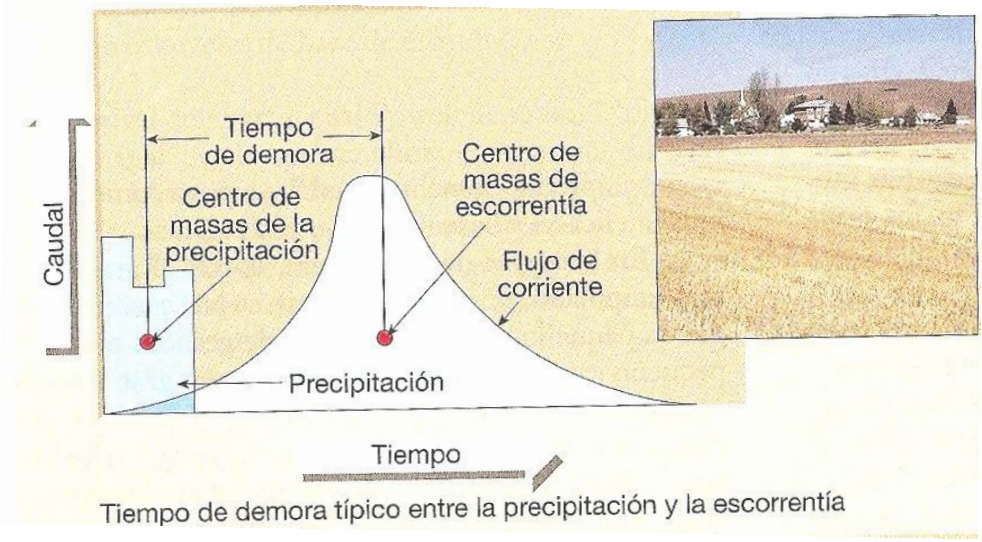
En las zonas urbanas e industriales el suelo natural es reemplazado por superficies de alta impermeabilidad construidas con materiales como el asfalto o el hormigón. Estas superficies, en lugar de permitir que el agua se infiltre en el suelo, provocan que la mayor parte del agua permanezca en superficie, modificando los flujos naturales del ciclo hidrológico tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo. La reducción de espacios vegetados reduce en primera instancia la intercepción natural y la evapotranspiración, además la menor infiltración de agua en el suelo tiene otros dos efectos directos: disminución del nivel freático e inundaciones superficiales, ya que permanece más agua en superficie y no se recarga en los acuíferos subterráneos. El crecimiento de las zonas impermeables en las ciudades modifica los flujos naturales del ciclo

Por medio de colectores se busca canalizar y controlar las aguas residuales, a encauzar las escorrentías producidas por las aguas de tormenta tendiendo a limitar el riesgo de sufrir inundaciones evacuando lo antes posible las escorrentías generadas en tiempo de lluvia hacia el medio receptor.

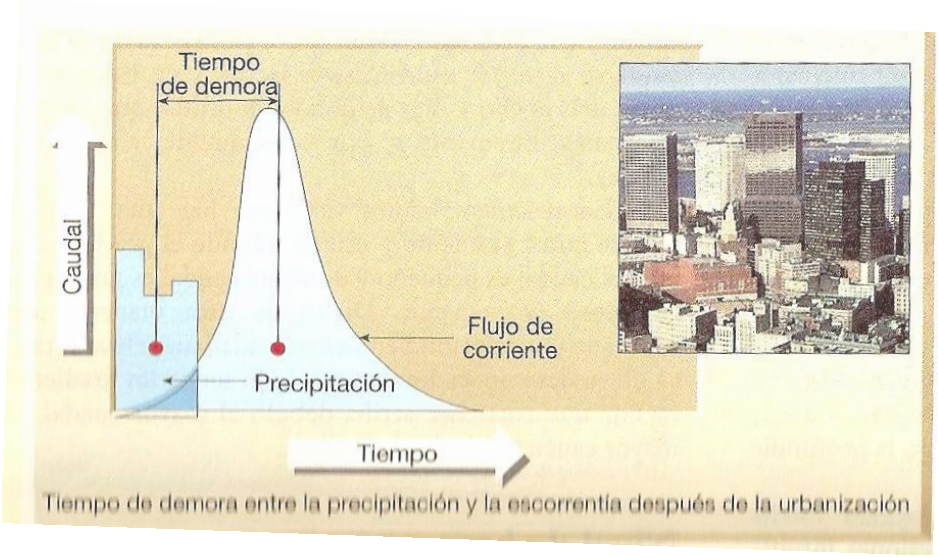
Resuelto a priori este problema, aparece otro, el de la calidad de las escorrentías urbanas en tiempo de lluvia causado por el arrastre de residuos y el impacto que sus vertidos generan en el medio receptor, y además las obstrucciones que se pueden generar en el sistema de colectores debido a los residuos sólidos voluminosos arrastrados que limitan el buen funcionamiento del sistema hídrico.

En efecto, hoy en día se es plenamente consciente de que las aguas de lluvia, lejos de ser aguas limpias, son una fuente importante de contaminación.

3.1.2 Comparación de Hidrogramas en zonas urbanas y agrícolas:

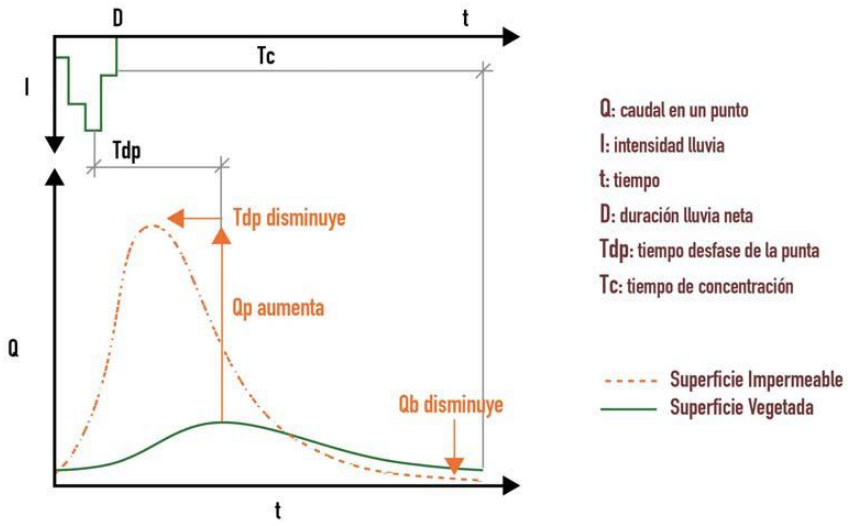


Tiempo de demora típico entre la precipitación y la escorrentía



Tiempo de demora entre la precipitación y la escorrentía después de la urbanización

Si se superponen se observa:



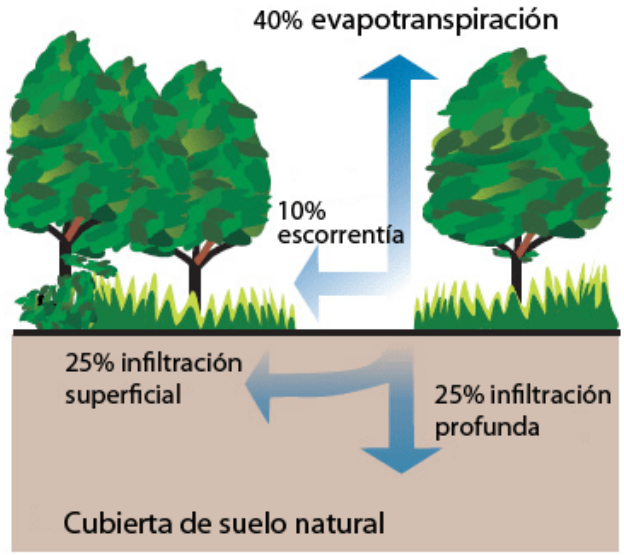
3.1.3 Características de Contaminación por Escorrentía Urbana.

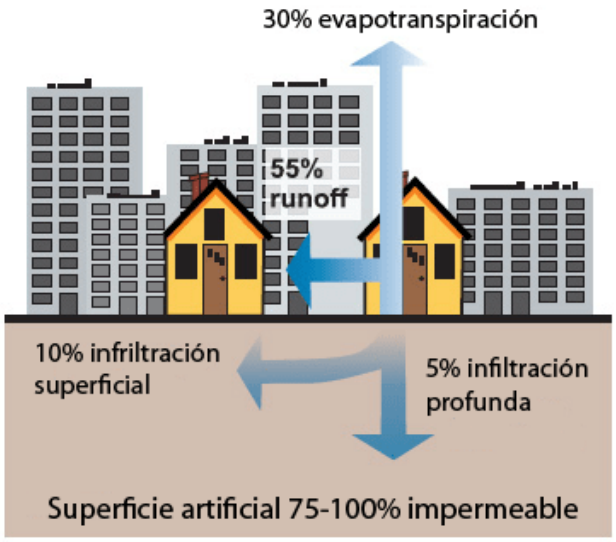
La contaminación del agua de escorrentía urbana puede alterar las fuentes de agua potable, perjudicar o matar a los peces y a la vida silvestre, destruir el hábitat marino y convertir las zonas de recreo en lugares desagradables y poco seguros.

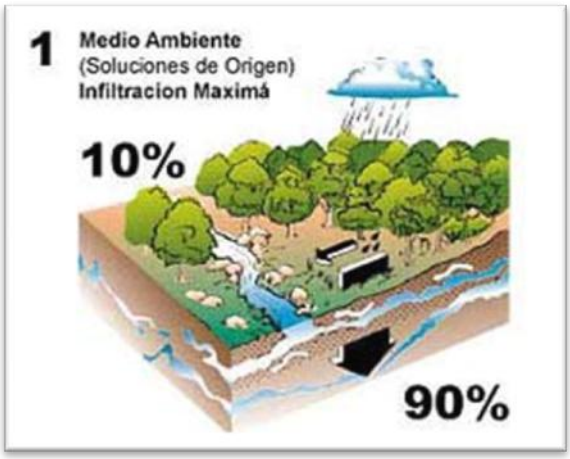
La escorrentía urbana se considera como una fuente de contaminación de difícil localización, ya que se origina en áreas extensas; su vertido es intermitente, ligado a un fenómeno aleatorio, la lluvia, variable en el tiempo, difícil de muestrear en origen y relacionada con el uso del suelo. A principios de los años setenta se inició la modelización de la calidad del agua de escorrentía y desde entonces, se han propuesto muchos modelos. A pesar de que la disponibilidad de la contaminación sobre las superficies es una variable usada en los modelos existentes, no se ha logrado impulsar el desarrollo de una cantidad suficiente de estudios sobre acumulación desde el elaborado por Sartor y Boyd en 1972. Dichos modelos usan básicamente los conceptos de acumulación y lavado de la carga superficial.

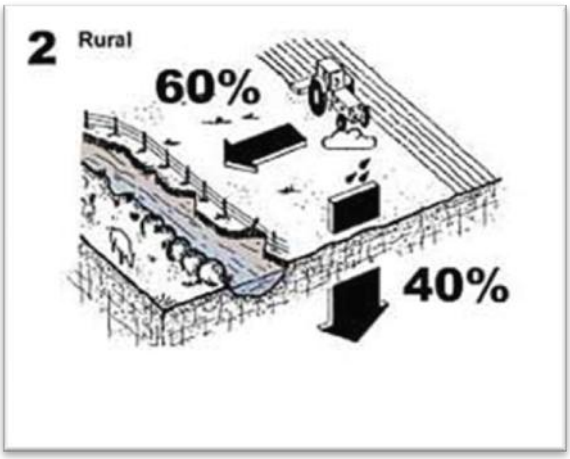
Figura 4. Sumidero

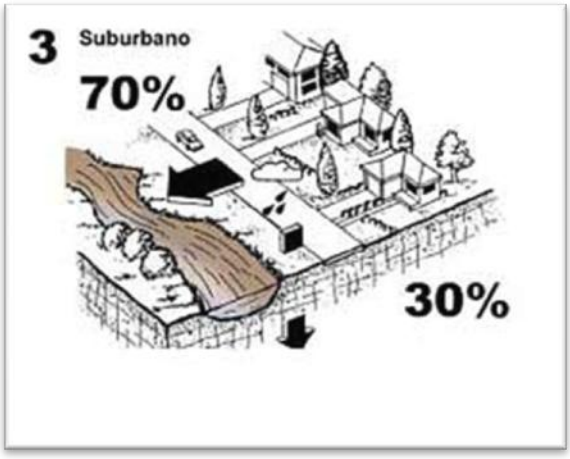
Las cargas contaminantes de la escorrentía superficial urbana son producto de la acumulación de los contaminantes entre dos lluvias consecutivas. Estas cargas por lo general tienden a un valor máximo de equilibrio. En el tiempo seco previo a un evento de lluvia intervienen la eliminación por la acción del viento y por las corrientes de aire generadas por el tráfico, adsorción y oxidación de químicos de un estado a otro, etc. (Asce, 1992). La acumulación de la suciedad sobre una superficie se estima en función del número de días de tiempo seco como una función lineal, potencial o exponencial. La intensidad de la lluvia, las características de las superficies de las calles y el tamaño de las partículas son los factores de los que depende la velocidad con que la lluvia lava el polvo y la suciedad acumulada sobre las calles. Además, las superficies impermeables pueden erosionarse por efectos como el impacto directo de la gota de lluvia, el lavado por la escorrentía superficial y la erosión por reacciones químicas (Novotny, 1991).


40% evapotranspiración
10% escorrentía
25% infiltración superficial
25% infiltración profunda
Cubierta de suelo natural


30% evapotranspiración
55% runoff
10% infriltración superficial
5% infiltración profunda
Superficie artificial 75-100% impermeable


1
Medio Ambiente
(Soluciones de Origen)
Infiltracion Maximá
10%
90%


2
Rural
60%
40%


3
Suburbano
70%
30%

4
Ciudad Impermeabilidad Maximá
(contaminación)
99%
1%

3.2 Consideraciones sobre desagües pluviales:

Los sistemas de recolección y evacuación de aguas pluviales pueden ser proyectadas y construidas para:

• Permitir la rápida evacuación de agua pluvial de la vía pública.
• Evitar la generación de caudales excesivos en las calzadas.
• Evitar la invasión de aguas pluviales a propiedades públicas y privadas.
• Evitar la acumulación de aguas en vías de tránsito.
• Evitar la paralización del tráfico vehicular y peatonal durante un evento de fuerte precipitación.
• Evitar las conexiones erradas con el sistema de recolección y evacuación de aguas residuales.
• Mitigar efectos nocivos a cuerpos de agua receptores, por contaminación de escorrentía de agua pluvial urbana.

A continuación se mencionan algunos de los factores que deben ser considerados en el estudio de los problemas de recolección y evacuación de aguas pluviales en áreas urbanas:

• Tráfico peatonal y vehicular.
• Valor de las propiedades sujetas a daños por inundaciones.
• Análisis de soluciones con canales abiertos (revestidos o no) o conductos cerrados.
• Profundidad de los colectores.
• ***Necesidad de tratamiento del agua pluvial, previo al vuelco al cuerpo receptor.***
• La capacidad de recolección del conjunto de sumideros debe ser consistente con la capacidad de evacuación de la red pluvial para garantizar que el caudal de diseño llegue a la red de evacuación.

Figura 11. Sumidero

3.3 Contaminantes más importantes:

La escorrentía urbana arrastra todo tipo de residuos, como plásticos, metales, polvos, minerales, restos orgánicos y de alimentos, entre innumerables sustancias contaminantes. La escorrentía en tejados y otras cubiertas, puede arrastrar altas cantidades de compuestos orgánicos sintéticos y metales pesados como el cinc, utilizado por ejemplo en estructuras galvanizadas. Los fertilizantes utilizados a nivel doméstico, en parques públicos y otras zonas verdes urbanas son una fuente importante de nitratos y fosfatos. Otros contaminantes muy habituales en zonas frías, son las sales utilizadas en carreteras y calles para derretir nieve durante los inviernos.

Las escorrentías urbanas también generan contaminación térmica, especialmente shock térmico con aumento repentino de la temperatura de los cauces de agua tras las lluvias, lo que puede dañar considerablemente la vida acuática.

Las concentraciones de los contaminantes en las carreteras y estacionamientos, son generalmente superiores a las que ocurren en áreas comerciales y residenciales. Los contaminantes más comunes son:

aceites, combustibles (hidrocarburos aromáticos policíclicos), polvo, arena y sal. Se pueden encontrar metales pesados originados por la corrosión de los materiales cromados o galvanizados, y por las emisiones de gases de los vehículos. Los metales pesados predominantes son el zinc y el plomo; sin embargo, se puede encontrar níquel, cobre, mercurio, cromo y cadmio. El deterioro de los pavimentos contribuye sólo con una pequeña fracción de la masa contaminante en las vías de comunicación.

La lista de constituyentes presentada en el Tabla 3 contiene los principales contaminantes que están directamente relacionados con fuentes antropogénicas y con el tráfico vehicular.

Tabla 3. Contaminantes presentes en la escorrentía de las superficies de rodadura (adaptada de Ball et al., 1998 y Duncan, 1999)

Constituyente	Fuente
Plomo	Escapes de vehículos, uso de llantas, aceite lubricante, grasa, articulaciones soldadas, pinturas.
Zinc	Uso de llantas, aceite de motor, grasa, pastillas de frenos.
Cobre	Galvanizado de metales, uso de llantas, rodamientos y articulaciones en vehículos, movimientos de partes del motor, revestimientos de frenos, fungicidas e insecticidas.
Cadmio	Uso de llantas, escapes de vehículos, aplicación de insecticidas.
Hierro	Corrosión de vehículos, estructuras de acero, movimientos de partes del motor.
Cromo	Galvanizado de metales, movimientos de partes del motor, revestimientos de frenos.
Níquel	Combustible diesel y petróleo de escapes, aceite lubricante, galvanizado de metales, rodamientos, revestimiento de frenos, pavimento asfaltico.
Manganeso	Movimientos de partes del motor, uso de llantas, grasa, pastillas de frenos.
Cobalto	Radiadores, cadenas para llantas, articulaciones.
Partículas	Uso del pavimento, vehículos, atmósfera, mantenimiento de vías.

3.4 Tratamientos de contaminantes:

Entre los mecanismos de eliminación de contaminantes, cabe citar los siguientes:

• *Sedimentación*: es uno de los mecanismos fundamentales; gran parte de los contaminantes están ligados a fracciones de sedimento, por lo que la eliminación de éstas redunda en una reducción de los contaminantes asociados.

• *Filtración y bio-filtración*: los contaminantes transportados en asociación con los sedimentos deben ser filtrados antes de la infiltración de las aguas; esto puede efectuarse mediante elementos vegetales, geotextiles o filtros naturales.

• *Adsorción*: es un proceso complejo por el cual los contaminantes son retenidos al entrar en contacto con ciertas partículas del suelo.

• *Biodegradación:* además de los procesos químicos, se pueden establecer igualmente procesos biológicos de degradación.

• *Volatilización:* la transformación de ciertos contaminantes en gases puede ocurrir en compuestos derivados del petróleo y en ciertos pesticidas.

• *Precipitación*: es el mecanismo más común para eliminar metales pesados, transformando constituyentes solubles en partículas insolubles, eliminadas por sedimentación.

• *Plantas*: el consumo de nutrientes por parte de las plantas es un mecanismo importante de eliminación de estos contaminantes (fósforo, nitrógeno).

• *Nitrificación*: proceso en el cual el amonio se transforma primero en nitrito y éste en nitrato, mediante la acción de las bacterias aerobias del suelo. Los nitratos pueden ser consumido por las especies vegetales.

3.5 Medidas Estructurales

El agua de escorrentía urbana se debe tratar como un residuo que contiene contaminantes y que afecta negativamente a la calidad de las aguas receptoras. El control efectivo de las mismas debe abarcar tanto la disminución de la velocidad de su flujo como la disminución de contaminantes que transporta, a esta gestión de aguas se la denomina **Medidas Estructurales**, ellas contienen en mayor o menor grado algún elemento constructivo o suponen la adopción de criterios urbanísticos.

Los diferentes tipos de fuentes de contaminación presentan gran variedad de tamaños. Es de gran importancia clarificar la cantidad de contaminación asociada con los diferentes rangos de tamaño de las partículas, para tener una buena efectividad en el diseño de los mecanismos de control de la contaminación.

Existen diversas técnicas que incluyen frecuentemente sistemas de retención y estanques de infiltración que retienen la escorrentía hacia una descarga más lenta dónde se pueden tratar y retirar los contaminantes.

3.5.1 Sistemas de infiltración o control en el origen:

3.5.1.1 Pavimentos permeables:

Permiten el paso del agua a través de ellos, abriendo la posibilidad a que ésta se infiltre en el terreno o bien sea captada y retenida en capas sub-superficiales para su posterior reutilización o evacuación. Existen diversas tipologías, entre ellas: césped o gravas (con o sin refuerzo), bloques impermeables con juntas permeables, bloques y baldosas porosas, pavimentos continuos porosos (asfalto, hormigón, resinas, etc.).

Figura 12. Pavimentos permeables de bloques de cemento

Figura 13. Demostración de pavimento permeable

Los sistemas de **biorretención**, conocidos en algunas regiones como jardines de lluvia, o techos verdes, que se pueden instalar en los colectores de lluvia antes de descargar pero también en calles, zonas de parking, carreteras y otras áreas pavimentadas.

3.5.1.2 Cubiertas vegetadas (techos verdes):

Sistemas multicapa con cubierta vegetal que recubren tejados y terrazas de todo tipo. Están concebidas para interceptar y retener las aguas pluviales, reduciendo el volumen de escorrentía y atenuando el caudal pico. Además retienen contaminantes, actúan como capa de aislante térmico en el edificio y ayudan a compensar el efecto “isla de calor” que se produce en las ciudades.

Figura 14. Cubierta vegetada

3.5.1.3 Pozos y Zanjas de Infiltración:

Pozos y zanjas poco profundos (1 a 3 m) rellenos de material drenante (granular o sintético), a los que vierte escorrentía de superficies impermeables contiguas. Se conciben como estructuras de infiltración capaces de absorber totalmente la escorrentía generada por la tormenta de diseño para la que han sido diseñadas.

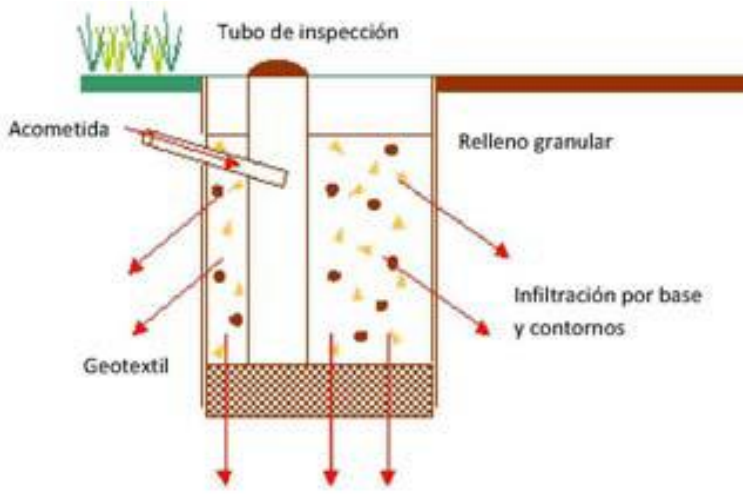


Figura 15. Esquema zanja de filtración

3.5.1.4 Depósitos de Infiltración (Infiltration Basins):

Depresiones del terreno vegetadas diseñadas para almacenar e infiltrar gradualmente la escorrentía generada en superficies contiguas. Se promueve así la transformación de un flujo superficial en subterráneo, consiguiendo adicionalmente la eliminación de contaminantes mediante filtración, adsorción y transformaciones biológicas.

Figura 17. Jardines de lluvia en un estacionamiento

3.5.2 Sistemas de transporte permeable

3.5.2.1 Drenes Filtrantes o Franceses:

Zanjas poco profundas rellenos de material filtrante (granular o sintético), con o sin conducto inferior de transporte, concebidas para captar y filtrar la escorrentía de superficies impermeables contiguas con el fin de transportarlas aguas abajo. Además pueden permitir la infiltración y la regulación de los volúmenes de escorrentía.

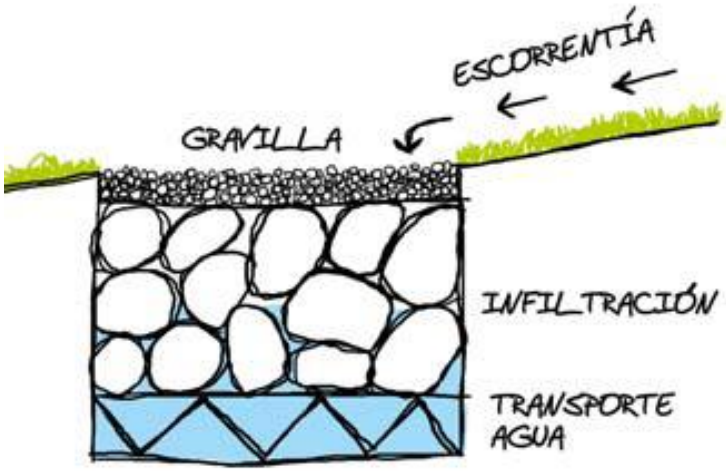


Figura 18. Dren francés

3.5.2.2 Cunetas Verdes (Swales):

Estructuras lineales vegetadas de base ancha (> 0,5 m) y talud tendido (< 1V:3H) diseñadas para almacenar y transportar superficialmente la escorrentía. Deben generar bajas velocidades (< 1-2 m/s) que permitan la sedimentación de las partículas para una eliminación eficaz de contaminantes. Adicionalmente pueden permitir la infiltración a capas inferiores.

3.5.2.3 Franjas Filtrantes:

Franjas de suelo vegetadas, anchas y con poca pendiente, localizadas entre una superficie dura y el medio receptor de la escorrentía (curso de agua o sistema de captación, tratamiento, y/o evacuación o infiltración). Propician la sedimentación de las partículas y contaminantes arrastrados por el agua, así como la infiltración y disminución de la escorrentía.

Figura 21. Franja filtrante

3.5.3 Sistemas de Tratamiento pasivo

3.5.3.1 Depósitos de Detención (Detention Basins):

Depósitos **superficiales** diseñados para almacenar temporalmente los volúmenes de escorrentía generados aguas arriba, controlando los caudales de punta. Favorecen la sedimentación y con ello la reducción de la contaminación. Pueden emplazarse en “zonas muertas” o ser compaginados con otros usos, como los recreacionales, en parques e instalaciones deportivas.

Figura 22. Depósitos de detención superficiales

3.6 Proyectos Integradores

SUDS - Sistemas Urbanos de Diseño Sostenible

Existen varias alternativas del tipo no estructurales que pueden contribuir a la disminución de la cota de inundación sin necesidad de realizar grandes inversiones.

Para Brailovsky, (2010), una parte importante de lluvia que cae durante una tormenta no alcanza a llegar al suelo, sino que se deposita en la vegetación, este fenómeno es llamado **intercepción**. Cuanta menos agua caiga al suelo, menores serán las probabilidades de inundación.

Para algunos hidrólogos el proceso es esencialmente evaporativo, para otros de este modo se hace más lento el camino del agua hacia el escurrimiento y la infiltración en el suelo, un tercer punto de vista piensa que la vegetación no solo intercepta precipitaciones, sino que también colecta agua a partir de la condensación de vapor contenido en el aire. No obstante todos coinciden en que el fenómeno tiene alguna importancia.

El concepto SUDS, Sistemas Urbanos de Diseños Sustentable (BMP's en sigla inglesa) se viene desarrollando desde hace un tiempo y define una postura ecológica y conservacionista. Éstos comprenden un amplio espectro de soluciones que permiten afrontar el planeamiento, diseño y gestión de las aguas pluviales dando tanta importancia a los aspectos medioambientales y sociales como a los hidrológicos e hidráulicos. Los SUDS pueden utilizarse como alternativa a los sistemas de drenaje convencional o en combinación con ellos. La filosofía de los SUDS es reproducir, de la manera más fiel posible, el ciclo hidrológico natural previo a la urbanización o actuación humana. Su objetivo es minimizar los impactos del desarrollo urbanístico en cuanto a la cantidad y la calidad de la escorrentía (en origen, durante su transporte y en destino), así como maximizar la integración paisajística y el valor social y ambiental.

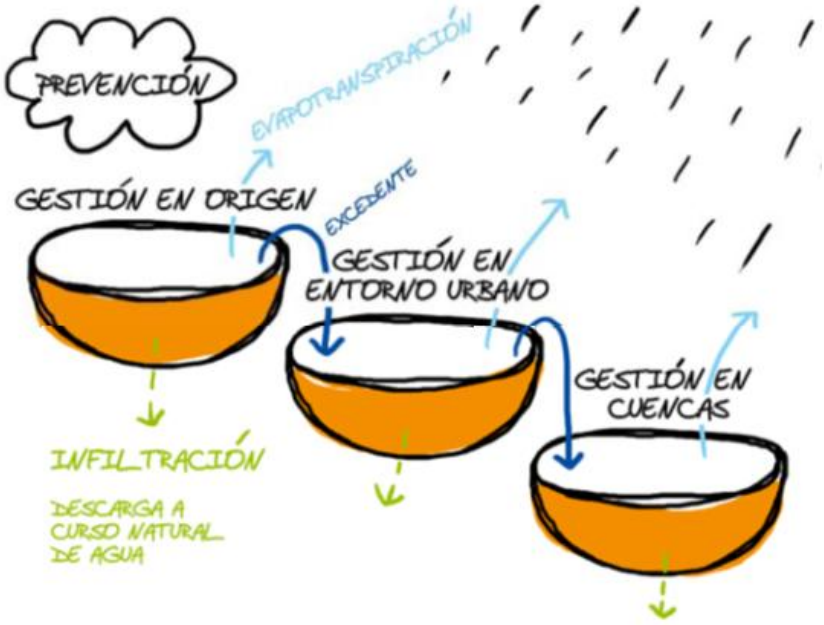


Figura 23. Cadena de gestión del agua en el sistema SUDS.

Dentro de los SUDS existen múltiples clasificaciones, atendiendo a su forma de funcionar, al tipo de sistema empleado o al lugar de aplicación. Así, como resultado del estudio y recopilación de las distintas clasificaciones, el grupo de investigación GITECO, propone la siguiente clasificación para los SUDS:

Medidas preventivas:

- Legislación, educación, programación económica.

Sistemas de infiltración o control en origen:

- Superficies permeables, pozos y zanjas de infiltración, depósitos de infiltración y cubiertas naturadas.

Sistemas de transporte permeable:

- Drenes filtrantes o drenes franceses, cunetas verdes y franjas filtrantes.

Sistemas de tratamiento pasivo:

- Depósitos y estanques de detención, humedales artificiales.

4 Conclusiones:

La grave amenaza que supone la presencia de sustancias tóxicas y persistentes para nuestro ecosistema como para la salud de las personas, en la escorrentía y vertidos analizados, requiere de medidas claras y urgentes para controlar y regularizar su uso. Por otra parte, también es necesario el control de una adecuada recolección y transporte de residuos.

Por último, existe una gran variedad de recursos disponibles para mitigar los efectos contaminantes pero es necesaria a su vez la concientización de la sociedad en materia de contaminación ambiental, constituyendo lo mencionado, las llamadas “medidas no estructurales”.

5 Recomendaciones

A partir de lo investigado, se sugiere que las cuencas hídricas debidamente priorizadas formen parte de una Política de Estado que apunte a mitigar los impactos negativos mediante una adecuada planificación.

Para la mencionada planificación se deberá estudiar y/o crear zonificaciones del uso del suelo, mapas de riesgo, normativas de construcción en zonas de riesgo, redes hidrometeorológicas, planes de emergencia hídrica, programas de comunicación, planes de concientización, seguros y compensaciones para todos los municipios de la Región Metropolitana de Buenos Aires (RMBA) que aún no los tengan a diferencia de las ya existentes en la Ciudad de Buenos Aires (CABA).

Sería importante también que en futuras investigaciones se puedan cuantificar mediante simuladores la efectividad de lo sugerido en esta y otras investigaciones documentales.

5.1 Construcciones existentes:

Para las construcciones existentes, a nivel de parcela, se propone la adecuación de las cubiertas y terrazas dotándolas de vegetación con los beneficios ya mencionados en el punto 3.5.1.2 y además se recomienda la cosecha del agua de lluvia mediante la utilización de canaletas y cisternas para el uso como tanques de retardo o como almacenamiento de agua para riego.

5.2 Construcciones nuevas:

En las construcciones nuevas, además de lo expuesto en el punto anterior, se podrán adoptar materiales de la construcción que posean superficies permeables.

6 Bibliografía consultada:

Organización Mundial de la Salud. (Abril de 2011). Recuperado el 9 de Diciembre de 2017, de www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/cod_2008_sources_methods.pdf

Organización Mundial de la Salud. (2 de mayo de 2017). Recuperado el 9 de diciembre de 2017, de www.who.int/es/news/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease

Aradas, R. D. (2016). Nuevos lineamientos estratégicos para la gestión hídricas de áreas urbanas. *1er Congreso de ingeniería urbana.* Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Brailovsky, A. E. (2010). *Buenos Aires, ciudad inundable.* Buenos Aires: Ediciones Kaicron.

Fernanda J. Gaspari, Gabriela E. Senisterra, Raúl M. Marlats. (2007). Relación precipitación-escorrentía y número de curva bajo diferentes condiciones de uso del suelo. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo*, Tomo XXXIX: 21-28.

G. A. Villalba, H. Rosatto, M. Friedrich, C. Caso, G. Calvo, D. Pérez, N. Mazzeo. Facultad de Agronomía, Departamento de Ingeniería Agrícola, UBA, Argentina. (s.f.). *Inundaciones en cuencas urbanas - Alternativas de prácticas de ordenamiento bajo el concepto SUBS.*

Jorge A. Maza, Hugo Loustaunau, Patricia López. (13 de abril de 2004). *Simulación matemática de la calidad y cantidad del escurrimiento pluvial en un área urbana de Mendoza.* Mendoza.

Keller, E. A. (1996). *Enviromental Geology.* New York: Prentice Hall College Div.

Kruszka PS Jr., H. L. (1 de marzo de 2002). Clinical inquiries. What is the differential diagnosis of chonic diarrhea in immunocompetent patients? *The journal of Family Practice*, 51 (3): 212.

Linsley Jr., R. K., Franzini, J. B., & Pastorino, L. A. (1978). *Engenharia de recursos hídricos.* Sao Paulo: Editora da Universidade de Sao Paulo; McGraw-Hill.

Linsley, K. P. (1998). *Hidrología para Ingenieros Segunda Edición.* México: McGraw-hill Latinoamericana S.A.

Woods-Ballard, B., Kellagher R., Martin P., Jefferies C., Bray R., Shaffer P. (2007). *The SuDS Manual.* London: CIRIA.

Disertantes

- LA CONSTELACIÓN SAOCOM Y SU CONTRIBUCIÓN A LA GESTIÓN DEL AGUA.
- MONITOREO AMBIENTAL DE SARS-COV-2 EN AGUAS CLOACALES DE LA CIUDAD DE CÓRDOBA, ARGENTINA.
- USO DE MATERIALES ADSORBENTES PROVENIENTES DE RESIDUOS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES.
- ADSORCIÓN DE COLORANTES EN SOLUCIONES ACUOSAS USANDO LIRIO ACUÁTICO (EICHHORNIA CRASSIPES) OBTENIDO DEL LAGO DE YURIRIA, GUANAJUATO, MÉXICO.
- SOLUCIONES A LA ESCASEZ DE AGUA, MEDIANTE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN DEL AGUA, AIRE Y GENERACIÓN DE ENERGÍAS LIMPIAS.
- DESARROLLO DE MODELOS HIDROLÓGICOS E HIDRÁULICOS PARA MANEJO DE EMBALSES Y GESTION DE CUENCAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.
- LA PLANTA EXPERIMENTAL DE CARRIÓN DE LOS CÉSPEDES (PECC- SEVILLA, ESPAÑA): 30 AÑOS DE INVESTIGACIÓN EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.
- CENTRO EXPERIMENTAL REGIONAL DE TECNOLOGÍAS DE SANEAMIENTO - CERTS.
- CENTRO DE INVESTIGACION Y FORMACION EN TECNOLOGIAS DE SANEAMIENTO (CIFTES).
- EL CENTRO INTERNACIONAL PARA LA INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE AGUAS RESIDUALES (CIIDAR-BOLIVIA): INVESTIGANDO EN ALTURA.
- ANÁLISIS DE CORONAVIRUS EN LAS AGUAS RESIDUALES DE MURCIA: CÓMO Y POR QUÉ?
- HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS APLICADAS A LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN EL MARCO DE LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLES 2030.

Disertantes (cont.)

- HERRAMIENTAS GEOMATICAS PARA LA GESTIÓN DE EMERGENCIAS AGROPECUARIAS EN EL CONTEXTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO.
- MODELO DE SIMULACIÓN ENERGÉTICA DEL EDIFICIO CORPORATIVO DE AGUAS CORDOBESAS S.A.
- PROGRAMA DE MONITOREO DE CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. APRHI.
- UTILIZACIÓN DE SENSORES REMOTOS PARA PREDECIR MORTANDADES DE PECES POR SAPROLEGNIASIS EN UN EMBALSE DE CÓRDOBA (ARGENTINA).
- LAS POLÍTICAS Y LA GESTIÓN DEL AGUA: DESAFÍOS AMBIENTALES.
- LA POLÍTICA Y LO POLÍTICO EN TORNO AL ABASTECIMIENTO DEL AGUA. EL CASO DE LA VILLA DE MERLO, SAN LUIS.
- EXPERIENCIAS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO.
- "ESCUELA DEL AGUA" DE LA PROVINCIA CÓRDOBA, ARGENTINA.
- MISIÓN SATELITAL SABIA-MAR: UNA MIRADA HACIA NUESTROS MARES Y COSTAS.
- CONAE: APORTES DE LA INFORMACIÓN SATELITAL A LA TEMÁTICA DEL AGUA. EJEMPLOS DE APLICACIÓN EN EL ÁMBITO DEL TERRITORIO ARGENTINO.
- EL USO DE HERRAMIENTAS GEOESPACIALES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.
- SISTEMA DE ALERTA PARA DETECCIÓN DE FLORACIÓN DE ALGAS EN AGUAS CONTINENTALES DE AMÉRICA LATINA.
- EL PIHC (PORTAL DE INFORMACIÓN HÍDRICA DE CÓRDOBA) COMO HERRAMIENTA TECNOLÓGICA PARA LA TOMA DE DECISIÓN EN LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.
- GESTIÓN DEL RIEGO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.

LA CONSTELACIÓN SAOCOM Y SU CONTRIBUCIÓN A LA GESTIÓN DEL AGUA

LAURA FRULLA

Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) Av. Paseo Colón 751, C1063ACH
Buenos Aires, Argentina, (54-11) 4331-0074
lfrulla@conae.gov.ar

Resumen

La Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) es un Organismo del Estado Nacional que tiene la competencia para proponer las políticas que permiten promover y ejecutar en la Argentina actividades en el área espacial. En este sentido se le asigna a la CONAE la tarea de proponer e implementar un Plan Espacial Nacional, siendo uno de sus objetivos generar información para los sectores económicos, sociales y productivos de nuestro país. En este marco se desarrolló la Misión SAOCOM 1 (Satélite Argentino de Observación con Microondas), constelación de dos satélites gemelos, SAOCOM 1A y 1B, ambos en órbita. El satélite SAOCOM 1A ya operativo y generando productos y el SAOCOM 1B atravesando su fase de puesta a punto previo a iniciar sus operaciones. Los objetivos generales de esta Misión son por un lado satisfacer lo planteado en el Plan Espacial Nacional y por otro integrarse al denominado SIASGE (Sistema ÍtaloArgentino de Satélites para la Gestión de Emergencias). Dicho Sistema está compuesto por los 2 SAOCOM 1 (que en lo que sigue serán referidos como SAOCOM) y por 4 satélites llamados COSMO-SkyMed que fueron desarrollados por la Agencia Espacial Italiana (ASI) cuya información está disponible para Argentina para usos académicos y gubernamentales gracias a la cooperación entre la CONAE y la ASI. Los satélites SAOCOM llevan a bordo un instrumento de Radar de Apertura Sintética polarimétrico, que opera en el rango de las microondas en banda L. Dentro de sus características principales se encuentra su independencia de la hora del día (captaciones tanto diurnas como nocturnas) y de las condiciones meteorológicas (captaciones aún en zonas completamente nubladas). Además, al ser radar de banda L posee capacidad de penetración por debajo de la superficie terrestre en suelos secos, una gran capacidad de identificación de las texturas y estructuras del terreno y del contenido de humedad en el suelo. Por tal motivo el objetivo principal de la Misión es la generación operativa de mapas de humedad del suelo. Sin embargo la sensibilidad del instrumento permite generar información de utilidad para todo el sistema productivo de Argentina. En particular, el recurso hídrico puede utilizarse con una función productiva, al igual que se hace con otros recursos como los de la tierra, los minerales y el mar. En este sentido, además de la provisión de agua para consumo, cabe mencionar numerosos usos tales como irrigación, navegación fluvial, generación de energía, pesca fluvial comercial, recreación, producción industrial (como insumo), sólo para mencionar algunos casos. En el otro extremo, el recurso hídrico está involucrado en eventos con impactos negativos tales como crecidas, inundaciones, sequías, excesos de agua en el suelo y erosión hídrica del mismo. Todos los aspectos mencionados anteriormente tienen una incidencia e importancia geográfica y temporal, y a su vez, pueden entrar en conflicto entre sí en relación con la disponibilidad, distribución y uso del recurso agua. Esto se suma a desafíos tales como el acelerado aumento de la población urbana en relación con la rural, el cambio en el uso del suelo, el cambio climático, la seguridad alimentaria, y el reto de un ambiente sustentable. Por lo tanto, es fundamental realizar una correcta gestión integral de los recursos hídricos. En este marco, la Misión SAOCOM puede aportar información adecuada y oportuna de gran utilidad para dicha gestión. Como ejemplos de productos se pueden mencionar mapas de humedad del suelo (objetivo principal de misión), humedad de suelo en el perfil radicular, guías de crecidas, mapas de áreas saturadas e inundadas, determinación del equivalente en agua de la nieve. Todos ellos fuertemente variables. A su vez, existen otros de variación más lenta tales como, modelos digitales de elevación, mapas de uso y cobertura del suelo, mapas de frecuencia de anegamiento, mapas de evolución de crecimiento urbano, mapas de deformación de la superficie terrestre debida a la extracción de agua subterránea, estimación de la erosión hídrica del suelo y estimación de la velocidad de desplazamiento de glaciares, entre otros. En síntesis el abanico de posibilidades que ofrece la Misión SAOCOM, sumado a la capacidad de la misión de obtener imágenes tanto diurnas como nocturnas y en condiciones de completa nubosidad, y de penetración a través de la superficie, garantizan la continuidad en la recolección de la información necesaria para el apoyo a la gestión del recurso hídrico y su gestión integral

MONITOREO AMBIENTAL DE SARS-COV-2 EN AGUAS CLOACALES DE LA CIUDAD DE CÓRDOBA, ARGENTINA

GISELA MASACHESSI

Dra. en Ciencias Biológicas-investigadora Asistente del CONICET-
Instituto de Virología Dr. JM. Vanella- Fac. de Cs Medicas -Univ. Nacional de Córdoba-
Argentina
gmasachessi@fcm.unc.edu.ar

Resumen

El conocimiento sobre la viabilidad del SARS-CoV-2 en materia fecal y aguas residuales es aún muy limitado; sin embargo, teniendo en cuenta la evidencia de la excreción fecal, tanto para el SARS-CoV como para el MERS-CoV, y su capacidad para permanecer viable, es posible que la excreción de SARS-CoV-2 por materia fecal aporte a la transmisión a través de la ruta fecal-oral. Estos hallazgos advierten sobre la importancia del saneamiento ambiental, específicamente a lo que refiere al sistema de eliminación de excretas, y desafía a realizar estudios de coronavirus en matrices ambientales.

Las aguas residuales constituyen una muestra poblacional de la excreción viral, particularmente en áreas geográficas con alta cobertura de red cloacal, como es la ciudad de Córdoba (61% colecta poblacional de excretas, que llegan a la planta de tratamiento de Bajo Grande). Por lo tanto, la detección y cuantificación genómica viral en aguas cloacales (suma de la excreción viral de personas sintomáticas y asintomáticas) está ligada a la magnitud de circulación del virus en la comunidad y permite, además, por estudios de secuenciación génica, conocer las cepas virales que circulan en esa comunidad. Por otra parte, la presencia de genoma viral e indirectamente la inferencia de la presencia de virus viable/infectivo SARS-CoV-2 en aguas residuales, alertaría, en situaciones de desbordes cloacales o malas condiciones de eliminación de excretas, sobre la presencia de una fuente infecciosa de exposición poblacional. Finalmente, es de destacar que la presencia de virus en aguas residuales tiene impacto sobre otras matrices ambientales. Así, debido a la fragilidad del sistema de eliminación de excretas en nuestro medio, con frecuencia, las aguas crudas o mal tratadas alcanzan cursos de aguas superficiales, que son utilizados como fuente de abastecimiento de agua, con fines recreacionales y/o para riego en sistemas productivos de verduras. Así se abren nuevos escenarios ambientales con potencialidad de transmisión viral a la población expuesta. Esto refleja la importancia del estudio de aguas residuales como fuente de información de la circulación del virus en la comunidad y como potencial fuente de contaminación de aguas superficiales y alimentos.

Objetivo

Evaluar la circulación poblacional del virus SARS-CoV-2 y la participación de aguas residuales como potencial fuente de exposición a SARS-CoV-2, mediante la detección, cuantificación génica, caracterización molecular de cepas e inferencia de la viabilidad /infectividad del virus SARS-CoV-2 en aguas cloacales de la ciudad de Córdoba.

La propuesta a desarrollar se enmarca en la actual pandemia de SARS-CoV-2 en Argentina.

Los resultados a obtener serán los primeros en Argentina y complementarán los pocos estudios realizados en otras áreas geográficas del mundo.

Algunas investigaciones preliminares en casos clínicos sugieren una vía de transmisión fecal-oral del virus, por lo tanto, se espera que el estudio del virus SARS-CoV-2 en aguas cloacales permita inferir la participación de aguas residuales en la diseminación del virus y como fuente de exposición facilitadora de la infección en la población.

El estudio del virus SARS-CoV-2 en aguas cloacales de la ciudad de Córdoba reflejará la magnitud del brote en nuestra comunidad. Efectivamente, existen factores limitantes para determinar de manera precisa el número de individuos infectados y por tanto conocer la magnitud de la circulación viral en la población. Entre los factores limitantes más relevante están los individuos asintomáticos y la limitación para hacer estudios poblacionales de inmunidad contra el virus. Por lo tanto es que proponemos a la frecuencia y carga genómica en cloacas como indicadores que reflejen la magnitud de la circulación viral en la población. Así también, la detección del virus en aguas cloacales informará de su re-ingreso en escenarios de futura eliminación de la circulación viral. Esta metodología ya puesta en marcha, podrá implementarse

en diferentes puntos geográficos de nuestra región y a mayor escala, siendo financieramente sostenible y éticamente aceptable.
Los resultados a obtener estarán orientados a aumentar el conocimiento sobre la historia natural de infección por SARS-CoV-2 y fortalecer las capacidades locales para evitar la eventual propagación del virus a ecosistemas acuáticos de contacto estrecho con los individuos y proponer a las autoridades de Ambiente y Salud locales la vigilancia regular y sistemática de presencia de Covid-19 en aguas cloacales de grandes conglomerados poblacionales de nuestra provincia.
Cabe destacar que el proyecto se encuadra dentro de los temas considerados de importancia de salud pública para el Ministerio de Salud de la Provincia y cuenta con una nota de interés que se adjunta.

USO DE MATERIALES ADSORBENTES PROVENIENTES DE RESIDUOS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES

HERNÁNDEZ, JOSÉ ALFREDO1*, ARDILA ARIAS, ALBA N.2

1 Instituto Politécnico Nacional UPIIG. Av. Mineral de Valenciana 200, Col. Fraccionamiento Industrial Puerto Interior, 36275 Silao de la Victoria, Gto., México.
2 Research Group in Environmental Catalysis and Renewable Energies, Facultad de Ciencias Básicas Sociales y Humanas, Politécnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid. Apartado Aéreo 49-32, Medellín, Colombia.
Email: 1*jahernandezma@ipn.mx, 2anardila@elpoli.edu.co

Resumen

En este estudio se utilizó Lirio acuático (LA) como adsorbente para Azul de Metileno (AM) y Violeta de Genciana (VG). El LA fue tratado con agua (LAW) e NaOH (LAH). Posteriormente se colocó una relación de 0.01 g LA/mL. Después se colocaron los colorantes en agitación a 200 rpm por 24 h a 30, 45 y 60 °C. Los resultados muestran que se obtiene una capacidad de adsorción de 66.4 mg/g para VG y para AM se tiene 95.2 mg/g en el equilibrio empleando (LAW), mientras que para LAH se obtiene 55.9 y 76.9 mg/g para VG y AM, respectivamente. El estudio termodinámico muestra que el proceso es espontaneo e irreversible y para AM es exotérmico, mientras que para VG es endotérmico, obteniendo una mejor capacidad de adsorción a 30 °C y 60 °C en AM y VG, respectivamente. El mejor modelo que se ajusta es Freundlich y los espectros de FTIR se observa que hay cambios significativos en las bandas relacionadas con lignina, celulosa y hemicelulosa del LA, demostrando que este tipo de grupos participan en la remoción de los colorantes. La adsorción de tintes usando LAW es una opción viable y de bajo costo en el tratamiento de aguas residuales.

ADSORCIÓN DE COLORANTES EN SOLUCIONES ACUOSAS USANDO LIRIO ACUÁTICO (*EICHHORNIA CRASSIPES*) OBTENIDO DEL LAGO DE YURIRIA, GUANAJUATO, MÉXICO

Dr: JOSÉ ALFREDO HERNÁNDEZ MALDONADO

Doctor en Ciencias (Ingeniería Química)
Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Guanajuato del Instituto Politécnico Nacional (UPIIG-IPN) México
jahernandezma@ipn.mx

Resumen

En este estudio se utilizó Lirio acuático (LA) como adsorbente para Azul de Metileno (AM) y Violeta de Genciana (VG). El LA fue tratado con agua (LAW) e NaOH (LAH). Posteriormente se colocó una relación de 0.01 g LA/mL. Después se colocaron los colorantes en agitación a 200 rpm por 24 h a 30, 45 y 60 °C. Los resultados muestran que se obtiene una capacidad de adsorción de 66.4 mg/g para VG y para AM se tiene 95.2 mg/g en el equilibrio empleando (LAW), mientras que para LAH se obtiene 55.9 y 76.9 mg/g para VG y AM, respectivamente. El estudio termodinámico muestra que el proceso es espontaneo e irreversible y para AM es exotérmico, mientras que para VG es endotérmico, obteniendo una mejor capacidad de adsorción a 30 °C y 60 °C en AM y VG, respectivamente. El mejor modelo que se ajusta es Freundlich y los espectros de FTIR se observa que hay cambios significativos en las bandas relacionadas con lignina, celulosa y hemicelulosa del LA, demostrando que este tipo de grupos participan en la remoción de los colorantes. La adsorción de tintes usando LAW es una opción viable y de bajo costo en el tratamiento de aguas residuales.

SOLUCIONES A LA ESCASEZ DE AGUA, MEDIANTE UN SISTEMA DE PURIFICACIÓN DEL AGUA, AIRE Y GENERACIÓN DE ENERGÍAS LIMPIAS

PATRICIA RINCÓN MÉNDEZ

Especialista en Planificación Estratégica
Presidenta ONG Arca Tierra - Chile
ongarcatierra@gmail.com

Resumen

La escasez de agua es un problema que ha llegado a afectar a la mayoría de las naciones, y la causa principal de este problema según el Consejo Mundial del Agua es la mala gestión de los recursos hídricos y una de sus consecuencias es el hambre en el mundo. Esta escasez se agrava con el calentamiento global que genera largas temporadas de inundaciones y de sequías, desertifica zonas e imposibilita el acceso al agua, lo cual afecta a todas las especies y ecosistemas.

La mala gestión es a razón de muchas cosas simples que se dejan de hacer, una es no recolectar agua de lluvia que generan inundaciones y termina contaminándose en las aguas servidas, al llegar la época de sequía escasea. En las zonas rurales, el desvío o bloqueo de ríos, la deforestación y erosión de los suelos imposibilitan que el proceso natural de recolectar agua de lluvia en acuíferos se efectúe ocasionando deslaves e inundaciones. Solucionar el desperdicio de agua de lluvia amerita imitar a la sabia naturaleza, en cómo las montañas filtran el agua y la reserva en acuíferos.

En las ciudades la disposición de recolectores de agua de lluvia en los edificios emularían a las montañas, con nuestros modelos de recolectores de agua de lluvia, para que sean dispuestos en la ciudad interconectados con acuíferos subterráneos y superficiales que fluirían hacia un Jardín Vertical, esta dinámica hídrica sería parte de una batería agua que generaría, almacenaría y distribuiría electricidad a la ciudad de fuentes de energías renovables. El recolector de agua de lluvia, absorbería C02, emitiría oxígeno, iluminación y energía fotovoltaica. El receptor de agua de lluvia tendría la forma de un paraguas hecho de cristal de grafeno y solución de microalgas, que funcionaría a modo de paneles solares, los cuales pueden generar electricidad tanto por gotas de agua de lluvia como por radiación solar, estos paneles solares ya existen solo habría que adaptarlos a la forma, para lo cual recomendamos en su fabricación cristal de grafeno; el receptor almacenaría agua para la edificación y el excedente lo enviaría a los acuíferos de la ciudad. El agua de lluvia descendería del receptor a través de un ducto hecho del mismo material, en el interior y parte inferior del ducto contendría arenas, gravillas y rocas para la realización de filtrado del agua por gravedad, tal como lo hacen las montañas en la naturaleza, para asegurarse completamente que al caer el agua a los acuíferos subterráneos de la ciudad esté limpia.

Los acuíferos subterráneos y superficiales de la ciudad dispondrán de naturaleza y tecnología para su purificación continua y la activación de sistemas de purificación en caso de armas químicas o bacteorológicas, para el aseguramiento continuo de la pureza del agua para que sea apto su consumo. Pero tal vez sean insuficientes estos receptores para afrontar grandes nevadas e inundaciones, porque estos también pueden ser adaptados para capturar nieve para su almacenamiento y suministro de agua. Es por ello que la ciudad debe contar con una red de acuíferos subterráneos y superficiales para la gestión eficiente de la dinámica hídrica, si hay inundaciones, velar que el agua sea encausada desde acuíferos superficiales, hacia acuíferos inferiores, velando que en su descenso se vaya purificando continuamente, hasta ser almacenada en los acuíferos más profundos que evitará la evaporación del agua al llegar la época de sequía, momento en el cual surtiría de agua a los acuíferos superiores. Este sistema de acuíferos se debería emplear también en zonas rurales que sufran de sequías e inundaciones, ya no se perderían cosechas, industrias y hogares por inundaciones y tampoco serían afectados por la sequía.

Sin embargo, nos faltaría el manejo de las aguas residuales, tantos esfuerzos de purificar el agua serían en vano si las aguas residuales continúan contaminando las fuentes hídricas que nos suministran agua, la naturaleza se ve sobrepasada en sus procesos de purificación naturales por los niveles de contaminación, por lo cual se hace necesario el tratamiento de todas las aguas residuales tanto en ciudades como en zonas rurales, porque nos estamos envenenando, tan sólo

si consideramos el arsénico presente en el agua, millones de personas lo consumen diariamente al ingerir agua. Por lo cual, no es algo si se quiere hacer, es algo que debemos hacer, ya existen una infinidad de recursos naturales y de tecnologías para el eficiente tratamiento de aguas residuales, no se usa ampliamente es por la inversión que requiere, muchos lo consideran erróneamente como innecesaria. La batería de agua haría atractiva la inversión en sistemas de tratamiento de aguas residuales eficientes, ya que para que sea factible su funcionamiento es necesario el suministro continuo de agua y en una ciudad las aguas residuales serán la opción más viable para asegurarlo. En las zonas rurales se desempeñan actividades industriales y de producción de alimentos que generan altos índices de contaminación de las fuentes hídricas y de los suelos, que a la final terminan contaminando acuíferos subterráneos, es por ello que también se debe invertir en el tratamiento del agua en estas zonas, para hacer auto sostenible el sistema también se podrían crear baterías de agua en las zonas rurales.

Entonces, tendríamos asegurado el suministro de agua en zonas rurales y urbanas con la gestión eficiente del agua de lluvia, el tratamiento de las aguas residuales, la creación y conservación de recursos hídricos superficiales y subterráneos interconectados, que conformarán una batería de agua, para suministrar agua y electricidad limpias.

Pero existen regiones dónde los acuíferos se agotaron, no llueve y no cuentan con suficiente suministro de agua como para generar aguas residuales, como es el caso de La Guajira, por lo tanto, la producción de alimentos y la hidratación son inviables y la desertificación avanza con la desnutrición infantil. La esperanza es que está cerca del mar al igual que muchas zonas desérticas, así que la opción es la desalinización, la ONG Arca Tierra propone mejoras a los sistemas de desalinización para hacerlos más eficientes, reducir su impacto ambiental, disminuir consumo eléctrico y generar hidroelectricidad en su proceso, tanto en zonas que están bajo el nivel del mar como en zonas costeras bordeadas por montañas.

DESARROLLO DE MODELOS HIDROLÓGICOS E HIDRÁULICOS PARA MANEJO DE EMBALSES Y GESTION DE CUENCAS EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Nicolás F. Guillén[2,3,4], Horacio Herrero [1,4], Edgar Castelló[2,4], Juan Pablo Brarda[1], Alfredo D'Hiriart[2], Fabián López[1,2,4]

[1]Administración Provincial de Recursos Hídricos, Ministerio de Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba, Mariano Fragueiro 522, Córdoba, Argentina.

[2]Secretaría de Recursos Hídricos, Ministerio de Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba, Humberto 1º 607, Córdoba, Argentina.

[3]Instituto de Estudios Avanzados en Ingeniería y Tecnología (IDIT CONICET/UNC). FCEFyN, Av. Vélez Sarsfield 1611, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

[4]FCEFyN - UNC, Av. Vélez Sarsfield 1611, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

Resumen

Si bien la provincia de Córdoba posee decenas de represas y embalses, los más importantes por su volumen o por su espejo de agua son: el Lago San Roque, Los Molinos, la Viña, Cruz del Eje, Pichanas, El Cajón y el sistema de embalses de la cuenca alta del Río Tercero (Cerro Pelado, Arroyo Corto, Fitz Simon -mayor embalse de la Provincia-, Segunda Usina, Reolín y Piedras Moras). A su vez, es importante destacar al Dique La Quebrada; ya que si bien su volumen es mucho menor; su localización y su principal función que es el abastecimiento de agua potable a una zona donde se ha ido incrementando significativamente la población hacen que sea importante avanzar en su manejo integral.

El principal objetivo del trabajo es la optimización en el uso y la gestión del recurso hídrico. Mediante el desarrollo y la aplicación de modelos numéricos hidrológicos e hidráulicos de manejo de embalses, se podrá gestionar de manera adecuada cada una de las operaciones de los embalses; optimizando la generación hidroeléctrica y el manejo de los niveles de los mismos ante periodos de crecidas y estiaje.

Con esto será posible prever de manera precisa el comportamiento de los embalses ante diferentes condiciones de erogación de las estructuras de descarga; y el desarrollo de herramientas modernas permitirá la toma de decisiones tanto a corto, como a mediano y largo plazo.

Este trabajo forma parte de un proyecto de interacción conjunta entre profesionales de la FCEFyN – UNC, la Secretaría de Recursos Hídricos del Ministerio de Servicios Públicos de Córdoba y la Administración Provincial de Recursos Hídricos de la misma provincia.

LA PLANTA EXPERIMENTAL DE CARRIÓN DE LOS CÉSPEDES (PECC- SEVILLA, ESPAÑA): 30 AÑOS DE INVESTIGACIÓN EN TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

DR. JUAN JOSÉ SALAS RODRÍGUEZ

Dr en quimica por la Universidad de Sevilla
Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA) Sevilla-España
jjsalas@centa.es

Resumen

La Planta Experimental de Carrión de los Céspedes (Sevilla) arrancó su andadura en 1990, en el marco del *Plan de I+D de Tecnologías no Convencionales de Depuración de Aguas Residuales*, que el gobierno regional de Andalucía puso en marcha en 1987. Este Plan tenía como objetivo básico la búsqueda de soluciones viables, tanto desde un punto de vista técnico como económico, para afrontar la depuración de las aguas residuales generadas en los pequeños núcleos rurales, en los que el fracaso de soluciones diseñadas a semejanza de las implantadas en grandes aglomeraciones era evidente.

Inicialmente, la Planta Experimental centró sus esfuerzos en la obtención de datos experimentales para el diseño, mantenimiento y explotación de tecnologías extensivas de depuración, adaptadas al territorio andaluz. Este tipo de tecnologías, por su menor coste de implantación, su robustez y eficacia, su sencillo manejo y su integración paisajística, resultaban especialmente adecuadas para su implantación en entornos rurales, con limitaciones técnicas y/o económicas para hacer frente a su explotación y mantenimiento.

Con el paso del tiempo, la Planta Experimental ha ido progresivamente trascendiendo y superando los objetivos del inicial Plan de I+D, adquiriendo vida y protagonismo propios, destacando varios hitos en su evolución. Uno de esos hitos fue, sin duda, dar cabida, en el año 1995, a ***empresas del sector privado*** para el desarrollo de sus investigaciones y prototipos. A partir de ese momento, junto con los sistemas de estudio propios de la Panta Experimental, se comienzan a desarrollar trabajos en colaboración con empresas especializadas. Esto, sin duda, enriquece, desde un punto de vista tecnológico, a la Planta Experimental, al mantenerla al día en las ***innovaciones en el sector,*** y es el origen de que hoy en día se cuente con un ***pool tecnológico*** de más de 40 sistemas de tratamiento diferentes, que abarca tanto a tecnologías extensivas como intensivas y mixtas, implantadas todas ellas a un tamaño lo suficientemente grande para permitir el posterior salto a escala industrial.

Otro hito importante ha sido el incremento de la superficie de la Planta Experimental, mediante dos ampliaciones acometidas en los años 2005 y 2009 y que aumentaron la superficie de la Planta Experimental hasta los 41.000 m^2 que ocupa en la actualidad. Con ello, se aumentó su capacidad de tratamiento hasta los 400 m^3/d, es decir, la totalidad de las aguas residuales generadas por generadas por el municipio, y se procedió a ordenar los espacios experimentales, destinándose las nuevas parcelas a la implantación de tecnologías extensivas y reservando los espacios más antiguos para la implementación de sistemas piloto a iniciativa de empresas, o centros de investigación, para su estudio y validación.

El hecho de que las distintas tecnologías implantadas en la Planta Experimental se alimenten con la misma agua residual, operen bajo las mismas condiciones meteorológicas, sean explotadas y mantenidas por los mismos operadores, y su control analítico se lleve a cabo en un mismo laboratorio ubicado en el centro, permite la comparación de estas tecnologías en una total igualdad de condiciones. Ello, unido al amplio abanico de tecnologías implantadas, el tamaño piloto de las mismas, la flexibilidad de los diagramas de flujo y las posibles combinaciones entre las tecnologías, le imprime a la Planta Experimental un carácter diferenciador con relación a otros centros de investigación en materia de depuración de aguas residuales.

Por último, otro hito destacable en la trayectoria de la Planta Experimental ha sido su ***proyección a otros territorios***. Esta proyección se inició en el año 2001, con la implantación en el norte de de Marruecos del Centro de Transferencia Tecnológica (CTT) en materia de aguas que, adaptado a la realidad del país, exportaba el modelo de la Carrión de los Céspedes.

Más recientemente, el modelo se ha exportado a Uruguay (Centro Experimental Regional de Tecnologías de Saneamiento - CERTS), Costa Rica (Centro de Investigación y Formación en

Tecnologías de Saneamiento - CIFTES) y Bolivia (Centro Internacional de Investigación y Desarrollo de Aguas Residuales - CIIDAR), que ya cuentan con los terrenos seleccionados y con los correspondientes proyectos constructivos redactados.
En la actualidad, la Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA), adscrita a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía, es la responsable de la gestión de la Planta Experimental.

CENTRO EXPERIMENTAL REGIONAL DE TECNOLOGÍAS DE SANEAMIENTO - CERTS

LIC. ANDREA GAMARRA

Directora de División Agua Potable y Saneamiento
Integral Av. Rondeau 1921 (11300) Piso 12
(+598) 2924.9949 Int.5010
Uruguay
agamarra@mvotma.gub.uy

CENTRO DE INVESTIGACION Y FORMACION EN TECNOLOGIAS DE SANEAMIENTO (CIFTES)

ÁLVARO ARAYA GARCIA

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
Director experto en recolección y tratamientos
periféricos SEDE PAVAS - Costa rica
alvaraya@go.cr

EL CENTRO INTERNACIONAL PARA LA INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO DE AGUAS RESIDUALES (CIIDAR-BOLIVIA): INVESTIGANDO EN ALTURA

DR. JUAN JOSÉ SALAS RODRÍGUEZ

Fundación Pública Andaluza Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua (CENTA)
Sevilla- España
jjsalas@centa.es

Resumen

El Centro Internacional de Investigación y Desarrollo en Aguas Residuales (CIIDAR-Bolivia) nace con la intención de realizar una investigación continua para la toma de decisiones en los temas de diseño, construcción, operación y mantenimiento de sistemas de tratamiento de aguas residuales, y para contribuir a la formación de operadores, técnicos y profesionales en este campo.

La visión del CIIDAR parte de una serie de premisas:

- El agua como recurso estratégico para el país y la cobertura adecuada en saneamiento y tratamiento, como prioridad inherente al desarrollo social.
- El conocimiento al servicio de los retos de la sociedad.
- El desarrollo de una tecnología basada en la experimentación y validación como prueba de su aplicabilidad.
- La mejora de las capacidades al servicio del saneamiento con sentido social y sostenibilidad económica.

La misión del CIIDAR se centrará en contribuir, desde la generación y difusión del conocimiento de excelencia, a la articulación de esfuerzos de las administraciones públicas y la comunidad científica, para crear en Bolivia un sitio de referencia regional en materia de saneamiento con sentido social y sostenibilidad económica.

Esta misión se abordará a través de los siguientes objetivos estratégicos y operativos:

- **Objetivos estratégicos:**
  a) Mejorar la competitividad del sector del saneamiento en Bolivia y generar nuevas actividades y empleo a través de la generación de conocimiento y su aplicación para dar respuesta a las nuevas demandas del país.
  b) Proporcionar apoyo científico-técnico cualificado, basado en hechos contrastados, durante todas las fases de desarrollo de la política de saneamiento, y asesoramiento para la adecuación a estándares internacionales.
  c) Generar parte de las condiciones necesarias para la implementación de la Política Pública de Saneamiento, en busca de proyectar la imagen del país como lugar con altos estándares de desempeño en materia ambiental.
- **Objetivos operativos:**
  a) Generar conocimiento: desarrollando proyectos de investigación propios y en colaboración con otras entidades regionales, nacionales e internacionales.
  b) Divulgar y transferir conocimiento: creando redes de transferencia y potenciando su rol de dinamizador del sector, promoviendo sinergias entre los diferentes agentes científicos, económicos, financieros, y a la sociedad en general.
  c) Potenciar la I+D+i (Investigación, Desarrollo e Innovación) y la inversión en innovación en el sector del saneamiento: buscando la eficiencia en la actividad propia, influenciando en las agendas de I+D+i del sector y favoreciendo estrategias colaborativas entre los diferentes agentes del sistema de la ciencia.
  d) Promover el uso de las tecnologías, productos y servicios de apoyo a la generación de conocimiento y la experimentación a escala semi-industrial entre empresas, agentes del conocimiento y administraciones actuando como pasarela entre la investigación y el mercado: promoviendo el éxito operativo de los Planes de Saneamiento del país.
  e) Desarrollar y generar herramientas para capacitación en torno a las oportunidades de la innovación y creación de nuevos mercados.

En resumen, el CIIDAR se plantea como objetivo principal la transformación del conocimiento en valor añadido, favoreciendo, tanto el desarrollo competitivo del Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA, como la implementación de políticas públicas de agua más eficaces y sostenibles en Bolivia, desarrollando para ello cuatro funciones principales:

- Investigación y Experimentación
- Formación y capacitación
- Divulgación y difusión
- Validación de tecnologías de tratamiento.
  Por último, debe resaltarse que el CIIDAR será el primer centro de estas características situado en altura, ya que se encuentra en Oruro, a 3.740 metros sobre el nivel del mar. Circunstancia que indudablemente contribuirá a que pueda convertirse en un centro de referencia en la región andina.

ANÁLISIS DE CORONAVIRUS EN LAS AGUAS RESIDUALES DE MURCIA: cómo y por qué?

DRA. ANA ALLENDE; WALTER RANDAZZO; PILAR TRUCHADO; PEDRO SIMÓN ANDREU; GLORIA SÁNCHEZ

DRA. ANA ALLENDE
Vice-directora del CEBAS-CSIC
Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CEBAS-CSIC)
Murcia- España
aallende@cebas.csic.es

Resumen

El 2020 va a ser recordado por la situación de emergencia que estamos viviendo en todos los países del mundo como consecuencia de la pandemia del SARS-CoV-2. Al poco de decretarse la pandemia diversos autores evidenciaron que las personas contagiadas de COVID-19 excretaban el virus en las heces. La presencia de este material genético en las heces ponía de manifiesto la posible presencia del ARN del SARS-CoV-2 en las aguas residuales. En situaciones similares como ocurre con otras enfermedades provocadas por virus entéricos como, hepatitis E, norovirus y polivirus, ya se habían establecido sistemas de vigilancia basados en la búsqueda de su material genéticos en las aguas residuales. Siguiendo estos estudios, se sugirió que el monitoreo del material genético del SARS-CoV-2 en dichas aguas puede ser una herramienta no invasiva de alerta temprana para evaluar el estado y la tendencia de la infección por COVID-19 en una población.

Desde principio de marzo, promovido por ESAMUR y en colaboración con dos centros del CSIC, se desarrolló en la Región de Murcia una investigación basada en el análisis de las aguas de influente que llegan a diversas depuradoras de la Región de Murcia y que representan aproximadamente la mitad de todos los efluentes que se generan en esta Región. Los análisis de las aguas residuales ya desvelaban que el RNA del SARS-CoV-2 ya estaba circulando semanas antes de que se confirmara el primer caso de COVID-19 en estas poblaciones.

Estos estudios han evidenciado que la vigilancia de aguas residuales representa un enfoque complementario para estimar la presencia e incluso la prevalencia de COVID-19 en una población. En esta charla se mostrarán los resultados obtenidos y las actividades de investigación que se han desarrollado a lo largo de todos estos meses.

HERRAMIENTAS GEOMÁTICAS APLICADAS A LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS EN EL MARCO DE LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLES 2030

DRA. ANABELLA FERRAL

Investigadora y Docente del Instituto Gulich (UNC-CONAE) y de CONICET
Centro Espacial Teófilo Tabanera, Falda del Cañete, Córdoba, Argentina
aferral@conae.gov.ar

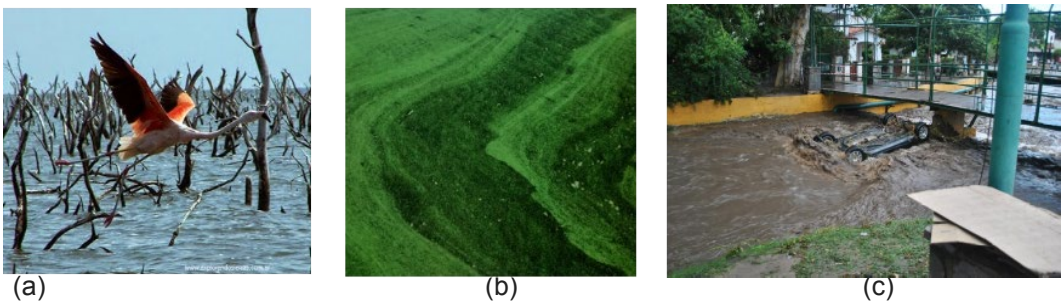
Resumen

El agua históricamente ha sido considerada un recurso renovable, sin embargo, en el último siglo se viene observando una degradación sostenida de su calidad, tanto en sistemas continentales como oceánicos debido principalmente al impacto antrópico (Verhoeven *et al* 2006, Topp *et al* 2020). Sumado a esto, aparece como una nueva amenaza el cambio climático global, el cual se manifiesta causando severas sequías o extraordinarias inundaciones en diferentes regiones del planeta y acentuando procesos de degradación (Cui et al, 2019). En este contexto, las Naciones Unidas (ONU) definió en 2015 la agenda de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 2030. Esta iniciativa constituye un llamado a la acción para poner fin a la pobreza, proteger el planeta y mejorar las vidas y las perspectivas de las personas en todo el mundo a partir de una serie de 17 objetivos. Particularmente, el objetivo 6 se refiere a la gestión adecuada del agua para garantizar su provisión segura y su saneamiento, aunque el recurso hídrico es transversal a muchos otros ODS. Además, la comisión de estadística de la ONU publicó en 2017 una serie de indicadores cuantitativos para monitorear la evolución y cumplimiento de cada uno de los ODS (United Nations, 2017).

En esta conferencia se presentan herramientas de monitoreo de cuerpos de agua, generadas a partir de la integración de información satelital y datos de campo, en el marco de indicadores específicos de los ODS, según la resolución de la Comisión de estadística de la ONU (ver Figura). En primer lugar se muestra un caso de estudio referido al indicador 6.6.1, que implica el seguimiento de cambios en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo. Particularmente se presenta el uso del índice espectral MNDWI (Xu, 2005) calculado a partir de imágenes LANDSAT 5 y LANDSA T 8 como herramienta de monitoreo espacial y temporal de los humedales pertenecientes al Sitio Ramsar “Bañados del Rio Dulce y Laguna Mar Chiquita”, el mayor de Latinoamérica, ubicado en la provincia de Córdoba, Argentina, para el período 2003-2017. Se observa que éste puede ser utilizado no sólo para detectar píxeles totalmente cubiertos por agua sino también para cuantificar aquellos que presentan al menos un 10 % de cobertura inundada, dentro de parcelas de 30x 30 m. Esta sensibilidad es muy importante en el monitoreo de zonas de bañados, en donde prevalecen cuerpos de agua no permanentes de menos de 30 m de ancho (Ferral et al, 2019). Además, la metodología presentada puede ser fácilmente automatizada y aplicada también al cálculo del índice 6.4.2, que implica el monitoreo de nivel de estrés hídrico considerando la extracción de agua dulce en proporción a los recursos disponibles, ya que permite monitorear los cambios en las cotas de lagos y embalses explotados para consumo humano. En segundo lugar, se presenta un caso de estudio que puede ser aplicado para el seguimiento del idicador 6.3.2 que implica la cuantificación de la proporción de masas de agua de buena calidad. En este caso particular se muestra una herramienta de monitoreo del proceso de eutrofización y ocurrencia de explosiones algales en reservorios que proveen agua para consumo humano. Se presentan algoritmos semiempíricos generados a partir de mediciones de campo de concentración de clorofila, para el caso particular del embalse San Roque, Córdoba, Argentina, y datos satelitales de los sensores LANDSAT 5-TM, LANDSAT 8-TM, Sentinel 2-MSI y TERRA/MODIS (Ferral et al 2018, Alarcón et al, 2018, Germán et al, 2019, Germán et al, 2020). Se muestran las capacidades que brinda la información satelital para obtener información de fuentes de contaminación mediante el análisis espacial, temporal y espectral. Por último se presenta un caso de estudio que puede ser aplicado a los indicadores relacionados con el cambio climático. Específicamente al indicador 13.1.1, que requiere la medición del número de personas muertas, desaparecidas y afectadas directamente atribuido a desastres por cada 100.000 personas y al 13.1.3, que estimula a aumentar la proporción de gobiernos locales que adoptan y aplican estrategias de reducción del riesgo de desastres en consonancia con las estrategias nacionales de reducción del riesgo de

desastres. En este sentido se muestra la elaboración de un mapa de riesgo de inundacón a partir del modelado de vulnerabilidad y amenaza mediante el método de Jerarquías Analíticas (HAP) y el uso de herramientas geoespaciales (Beltramone et al, 2017).

A partir de los casos de estudio que se presentan se puede concluir que la tecnología satelital y el uso de sistemas de información geográficos (SIGs) representan un cambio de paradigma en la gestión de los Recursos Hídricos ya que permiten su monitoreo con una alta resolución temporal, espacial y espectral, brindando datos cuantitativos y cualitativos. Además los SIGs permiten integrar información socioeconómica relevante para realizar una planificación justa. Este hecho es clave para una gestión seria y para garantizar el monitoreo de indicadores en el marco de los ODS 2030.



(a) (b) (c)

Figura: Seguimiento de problemáticas ambientales relacionadas a indicadores ODS 2030 a partir de herramientas geoespaciales. (a) Monitoreo de Sitio RAMSAR, (b) Monitoreo de salud de cuerpos de agua afectados por eutrofización, (c) Elaboración de mapas de riesgo de inundación.

HERRAMIENTAS GEOMATICAS PARA LA GESTIÓN DE EMERGENCIAS AGROPECUARIAS EN EL CONTEXTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

DR. DIEGO HERNAN PONS

Dr. en Cs. Biológicas (UNC)
Mag. En Aplicaciones Espaciales de Alerta y Respuesta Temprana a Emergencias Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (EEA Manfredi) e Instituto de Altos Estudios Espaciales "Mario Gulich" (CONAE-UNC)
pons.diego@inta.gob.ar

MODELO DE SIMULACIÓN ENERGÉTICA DEL EDIFICIO CORPORATIVO DE AGUAS CORDOBESAS S.A.

LAUREANA LUCIANI ZABALETA Ingeniera Civil
lluciani@aguascordobesas.com.ar
MARIO AGUIRRE Tecnico Electromecanico
maguirre@aguascordobesas.com.ar-
Av. La Voz del Interior 5507 – X5008 HJY – Córdoba – Argentina

Resumen

Aguas Cordobesas es la empresa concesionaria del servicio de agua potable para la ciudad de Córdoba. El contrato de concesión fue otorgado por la Provincia en 1997 por 30 años. Con más de 1.500.000 habitantes servidos y más de 170.000.000 metros cúbicos de agua distribuida por año, se ha convertido en una de las principales empresas argentinas de servicio.

El Sistema de Gestión Sustentable

Comprometida con el desarrollo de la vida en forma sustentable, su VISIÓN ES SER REFERENTE EN LA CONSTRUCCIÓN DE UNA CIUDAD MEJOR. Para lograrlo, opera bajo un Sistema de Gestión Sustentable. Asumir la sustentabilidad como modelo de gestión implica que no sólo trabaja para proveer un servicio de agua de calidad a los cordobeses de hoy sino también para que las generaciones futuras puedan disfrutarla. Incluye también fomentar su cuidado y el del medioambiente en general.

La gestión ambiental

Uno de los públicos estratégicos de la compañía es el MEDIOAMBIENTE, donde el compromiso asumido es: *Proteger el Medioambiente mediante la concientización, el uso racional de los recursos y la prevención de la contaminación*. Esta gestión es transversal a toda la organización, siendo los principales ejes de acción:

- La prevención de la contaminación
- La ejecución de Programas de Responsabilidad Social
- El uso sostenible de los recursos

En este último eje de acción, se hace foco no sólo en desarrollar acciones para cuidar el recurso hídrico, sino también en desarrollar acciones para el cuidado de otros recursos, entre ellos el energético. Las acciones de eficiencia energética buscan aplicarse a los procesos operativos del servicio y también a las instalaciones edilicias.

El Modelo de simulación energética del edificio corporativo

El modelo de simulación energética realizado tiene como objetivo evaluar el comportamiento higrotérmico y energético del edificio corporativo de la compañía utilizando un software de simulación dinámica llamado Energy Plus.

Este modelo se realiza a partir del relevamiento detallado de las siguientes características propias del edificio:

- Envolvente arquitectónica: materiales utilizados, paquetes constructivos, orientación, layout.
- Ocupación de personas y tipos de actividad.
- Equipos de climatización: tipo de equipos, programación de utilización, distribución de zonas de influencia de cada uno.
- Iluminación: Tipo, cantidad y distribución de luminarias.
- Parque completo de equipamiento eléctrico informático.
- Cronogramas de usos horarios de las distintas zonas: ingresos y salidas de personal, prendido y apagado de equipos de climatización, uso de equipos informáticos.

Una vez armado el modelo, con todas las variables relevadas incluidas en el mismo, se realiza la simulación en distintos escenarios y se evalúan los datos obtenidos.

A partir de los resultados arrojados por el modelo, se busca proponer oportunidades de mejora que impliquen modificaciones en el modelo y que permitan evaluar los cambios obtenidos reflejando ahorros cuantitativos en términos de consumo energético.

Estos ahorros traducidos en vectores energéticos, se deben considerar en el momento de evaluar la factibilidad económica de las mejoras propuestas.

Otro beneficio que se obtiene a partir del modelo es el estudio de oportunidades de mejora respecto a la problemática de las percepciones de confort de los trabajadores, el cual puede abordarse a partir de la implementación de distintas medidas.
Finalmente, es necesario destacar que el modelo de simulación energética es una herramienta que colabora en la puesta en marcha de una política sostenida de gestión energética.

PROGRAMA DE MONITOREO DE CANTIDAD Y CALIDAD DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. APRHI

Erica Díaz, Mariana Roqué, Horacio Herrero, Juan Pablo Brarda, Fabián López

[1]Administración Provincial de Recursos Hídricos, Ministerio de Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba, Mariano Fragueiro 522, Córdoba, Argentina.

Resumen

La distribución de la cantidad de agua en la República Argentina no es uniforme, y en el caso particular de la provincia de Córdoba, ésta se encuentra ubicada en una región semiárida. Este escenario requiere que una correcta planificación y gestión del recurso hídrico provincial para sus diferentes usos, tales como provisión de agua potable para la población (sobre todo en zonas donde se ha incrementado significativamente en los últimos años), riego de cultivos, generación de energía hidroeléctrica, uso recreativo, etc. Para lograr esto, es necesario cuantificar el recurso disponible (oferta hídrica) tanto en cantidad como en calidad.

El principal objetivo del trabajo es informar a la comunidad el trabajo que la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) viene realizando en relación a la instrumentación de cuencas hidrográficas y ejecución de un programa de monitoreo de los recursos hídricos provinciales.

Hasta el mes de octubre de 2020, se encuentran instaladas en la provincia más de 80 estaciones meteorológicas automáticas en 10 cuencas hidrográficas, y más de 70 estaciones limnimétricas automáticas distribuidas en diferentes ríos, arroyos y embalses, todas con transmisión remota y en tiempo real a un servidor propio. Esta información es complementada con mediciones de caudales mediante modernas técnicas experimentales (como el uso de instrumentos hidroacústicos y técnicas de procesamiento de imágenes), y el monitoreo de la calidad del agua en más de 150 sitios, mediante determinaciones in-situ y en laboratorio de parámetros físico/químicos, bacteriológicos y fitoplancton.

UTILIZACIÓN DE SENSORES REMOTOS PARA PREDECIR MORTANDADES DE PECES POR SAPROLEGNIASIS EN UN EMBALSE DE CÓRDOBA (ARGENTINA).

DR. MATÍAS BONANSEA

Dr. en Ciencias Biológicas
Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (ICBIA, CONICET-UNRC).
Rio Cuarto - Córdoba- Argentina
mbonansea@hotmail.com; mbonansea@ayv.unrc.edu.ar

Resumen

La Saprolegniasis, causada por el oomyceto *Saprolegnia parasitica,* es una enfermedad que afecta a un gran número de especies de peces de todo el mundo. Esta enfermedad "micótica o fúngica" produce grandes pérdidas económicas y ecológicas, debido a su elevada tasa de mortalidad. La baja temperatura del agua es uno de los factores ambientales más incide en la proliferación de la misma, ya que aumenta el estrés en los peces y crea condiciones favorables para su proliferación. Si bien existen varias investigaciones relacionadas con la utilización de fármacos para combatir esta enfermedad, no se tiene conocimiento sobre estudios para predecir la ocurrencia de Saprolegniasis en sistemas naturales. El objetivo de este estudio fue desarrollar un modelo predictivo para estimar la probabilidad de ocurrencia de Saprolegniasis en el embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina).

El embalse Río Tercero, localizado en el valle de Calamuchita, es el cuerpo artificial de agua más grande de la provincia de Córdoba. Este embalse multipropósito es utilizo como suministro de agua para consumo, generación de energía hidroeléctrica y nuclear, atenuación de crecientes, hábitat de distintas especies, actividades recreacionales y turismo.

El Programa Landsat consiste en una serie de satélites de observación de la superficie terrestre que está generando el registro más largo y constante de la superficie de la Tierra desde hace casi 50 años. En la actualidad están disponibles los satélites Landsat 7 ETM+ (*Enhance Thematic Plus*) y Landsat 8 LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*), los cuales fueron puestos en órbita en los años 1999 y 2013, respectivamente. Si bien estos satélites tienen una resolución temporal de 16 días, al trabajar con ambos sensores remotos en forma conjunta, se reduce esta resolución, pudiendo obtener imágenes de la superficie cada 8 días.

En este trabajo, utilizando imágenes de los satelitales Landsat 7 y 8 descargadas en forma libre y gratuita del sitio oficial del Servicio geológico de Estados Unidos (USGS, http://glovis.usgs.gov), se estimó la temperatura superficial del agua (WST) durante el período 2007 a 2017, mediante la aplicación del método conocido como *Single-Channel* (SC), el cual fue validado con datos de campo (R^2= 0.99). Utilizando técnicas de regresión logística, la cual es una técnica estadística que se utiliza para relacionar variables cuantitativas con variables categóricas o binarias, se relacionó la WST con diferentes episodios de mortandades de peces por Saprolegniasis registrados en el embalse durante el período analizado.

A partir de los resultados obtenidos se pudo generar un sistema de alerta temprana basado en un algoritmo construido con información satelital que permite predecir mortandades de peces por Saprolegniasis a partir de la temperatura media del agua del embalse. Además, se definió un rango de temperaturas críticas por debajo del cual se incrementa la probabilidad de ocurrencia de la enfermedad. Así, mediante el procesamiento continuo de imágenes satelitales es posible evaluar la probabilidad de ocurrencia de Saprolegniasis, pudiendo informar de manera confiable y anticipada a autoridades y comunidad del área de influencia sobre posibles mortandades de peces. Como en muchas oportunidades, principalmente en los países en desarrollo, el monitoreo y evaluación de la calidad del agua está limitado por factores económicos y de logística, contar con información satelital de libre acceso es fundamental, ya que la misma puede ser considerada como una herramienta adicional, de bajo costo y de gran utilidad para mejorar la comprensión de la dinámica de los sistemas acuáticos en manera holística e integral.

LAS POLÍTICAS Y LA GESTIÓN DEL AGUA: DESAFÍOS AMBIENTALES

DRA. MARTA S. JULIÁ

Doctora en Derecho y Ciencias Sociales
Centro de Investigaciones Jurídicas y Sociales UNC-CONICET
dramartajulia@gmail.com

Resumen

La presente ponencia pretende reflexionar sobre algunos aspectos de los desafíos ambientales frente a las políticas y gestión del agua. Para ello hacemos breve referencia al desarrollo histórico de la política hídrica y la política ambiental en el tiempo, donde se ha considerado por una parte, el agua como recurso, de manera aislada con una visión recursista del mismo, y por otra el agua como elemento del ambiente, como parte de los ecosistemas con una visión integral y compleja del ambiente.

Analizamos el impacto del desarrollo normativo ambiental sobre los recursos hídricos partiendo de la reforma constitucional de 1994 que incorpora un concepto amplio de ambiente, los derechos y deberes, la distribución de las competencias legislativas en el tema, lo que determina las atribuciones de la nación para establecer mínimos en materia ambiental. En este proceso de desarrollo normativo luego se dictan un conjunto de leyes de presupuestos mínimos en materia ambiental, entre las cuales destacamos la ley general de ambiente. Todo ello va a producir un fuerte impacto en los distintos recursos naturales y su gestión.

Las normativas ambientales incorporan una visión preventiva, de anticiparse a los problemas con instrumentos de gestión concretos, observando todas las relaciones e interacciones que se producen en el ambiente, donde los recursos hídricos son una parte más del mismo.

En materia institucional nos vamos encontrar por una parte con áreas que gestionan el uso y administración del recurso hídrico y por otra parte las áreas ambientales que consideran la calidad del recurso. La relación en las áreas de gestión: vamos a observar Ministerios de objeto compartido, donde gestionan Secretarías de igual jerarquía, en las que se mantiene la separación de las temáticas y actuación diferenciadas.

En la situación actual de la gestión en la provincia nos encontramos por un lado con la Secretaria de Recursos Hídricos y la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) ambas dependientes del Ministerio de Servicios Públicos, y por otro lado con la Secretaria de Ambiente que depende del Ministerio de Coordinación del gobierno de la provincia de Córdoba.

El desafío actual para la gestión es la coordinación de las políticas hídricas y ambientales que desarrollan las áreas institucionales para ejecutar las políticas hídricas y ambientales en el territorio de la provincia de Córdoba.

Asimismo la provincia cuenta, a partir de la ley 10.208, con importantes instrumentos de política y gestión en materia ambiental como son: el ordenamiento ambiental del territorio, la evaluación ambiental estratégica, el diagnóstico ambiental, los estándares y normas, la evaluación de impacto en salud para citar algunos de ellos, que pueden utilizarse para anticiparse y tomar decisiones en las áreas que gestionan recursos hídricos.

Como principales reflexiones consideramos:

-Importancia de la interacción entre organismos hídricos y ambientales (gestión interactiva) esta es una instancia imprescindible de la gestión para armonizar sus programas y acciones en el territorio provincial.

-Desarrollo de instrumentos de política y gestión ambiental e hídrica (uso y desarrollo de los instrumentos disponibles) hoy la provincia cuenta con un abanico amplio y diverso de instrumentos de uso preventivo y antes de que las acciones o actividades se desarrollen y también para las actividades en funcionamiento que permiten controlar y mejorar el desempeño de las actividades.

-Coordinación en la implementación de las políticas (ejecución coordinada). Este es el desafío más complejo para articular y desarrollar acciones en la realidad territorial de la provincia y aúna esfuerzos de la administración provincial para su correcta gestión y ejecución de las políticas que se planifican.

LA POLÍTICA Y LO POLÍTICO EN TORNO AL ABASTECIMIENTO DEL AGUA. EL CASO DE LA VILLA DE MERLO, SAN LUIS.

MARÍA EUGENIA PEREZ CUBERO

Doctora en Ciencia Política. Mgter. en Derecho Ambiental y Urbanismo
Centro de Investigación y Vinculación en Estudios Ambientales. Facultad de Ciencias Económicas, Jurídicas y Sociales. Universidad Nacional de San Luis - Argentina
eugenia.perezcubero@gmail.com

Resumen

El abordaje del presente trabajo de investigación doctoral pretendió indagar en uno de los grandes problemas de nuestra época que es el abastecimiento y la provisión de agua potable desde la lectura del análisis de un caso en particular, analizando y profundizando en el terreno estratégico de lo político que atraviesa el campo de lo ambiental y de la política ambiental e hídrica.

La presentación de la tesis puede estructurarse en cuatro núcleos comenzando por los objetivos y la estructura, la propuesta metodológica, los aspectos ontológicos-políticos del agua y la perspectiva teórica, para luego presentar las reflexiones finales.

Objetivos y estructura:

Las preguntas de investigación se fueron concatenando:

1. ¿Cómo se construye el mapa de actores en la política y la gestión ambiental del agua en el Municipio de la Villa de Merlo en la Provincia de San Luis?
2. ¿Cuáles son las modalidades de participación de la sociedad civil en las políticas públicas ambientales y del agua?
3. ¿Cuál es la relación que existe en la interfaz sociedad civil-Estado en el caso de la política ambiental específica de abastecimiento y provisión de agua potable?

Para responder estas preguntas de investigación, el Objetivo General consistió en analizar en contexto el proceso complejo de la gestión y política ambiental del agua en el Municipio de la Villa de Merlo, provincia de San Luis. La tesis consta de seis capítulos y en cada uno de ellos se han desarrollado aspectos centrales que facilitan la comprensión de la problemática.

Propuesta metodológica:

- El Método empleado es el estudio de caso que consiste en un examen detallado, comprehensivo y sistemático del caso, analizando la participación de los actores en la política y la gestión de los recursos hídricos.
- El referente empírico es el Municipio de la Villa de Merlo, en el Departamento Junín de la Provincia de San Luis. Se ubica en el contexto geográfico del Valle del Conlara, al pie de la Sierra de los Comechingones en su ladera occidental. El Periodo de estudio analizado surgió de la propia reconstrucción histórica de la Villa: aparece la crisis del 2001/2002 (por tratarse de la primera gran expansión inmobiliaria y un primer momento de migración turística, con varios hitos en esos años como la creación del Centro Universitario de la UNSL y varias inversiones públicas de gran magnitud. Es aquí donde se referencian los primeros problemas de falta de abastecimiento de agua); aparece a su vez un segundo momento en los años 2010/2011 (de expansión inmobiliaria marcada por inversiones inmobiliarias y hoteleras). Caracterizamos la ciudad como: Una sociedad de rápida expansión, con un crecimiento demográfico acelerado y explosivo, alta tasa de inversión inmobiliaria y problemas de abastecimiento de agua potable.
- En el diseño de la tesis se realizó la descripción del contexto que enmarca el caso. Y a su vez, la realización del trabajo de campo etnográfico. Este trabajo de campo permitió: Identificar, contextualizar, sistematizar y sopesar los diferentes actores que participan e inciden en la política y las modalidades de sus prácticas en el caso objeto de estudio; y graficar en un mapa de actores las relaciones de fuerzas en la política y la gestión del agua.

  Primero fueron identificados y sistematizados los actores, para lo cual se crearon las tipologías según el poder y el sector, lo que permitió indagar en las diferentes concepciones del agua por sector. Con la información relevada, considerando las tipologías creadas de acuerdo a las dinámicas territoriales del caso, se diseñó la matriz para graficar el mapa de actores referenciando las relaciones de poder y de fuerzas en la política y la gestión del agua, estableciendo cuatro criterios principales:

  ✓ Posición: marca la relación con el territorio del actor o del sector (vinculación directa, indirecta o poca vinculación)

- ✓ Tamaño: define el poder que tiene el actor o sector sobre la construcción de la política hídrica o sobre las acciones de gestión del agua,
- ✓ Color: identifica cada uno de los sectores que participan,
- ✓ También las barras identifican la escala del actor o sector

Aspectos ontológico-políticos sobre la cuestión ambiental y del agua en particular: La pregunta guía fue ¿Cómo pensar la relación entre la sociedad y la naturaleza? ¿Entre la sociedad y el agua? Las respuestas se realizaron desde tres miradas:

- ✓ La naturaleza y el agua vistas como objeto de protección jurídica;
- ✓ Relación regulada por el derecho;
- ✓ El agua y sus ciclos eco-sociales vistos como sujeto de derechos.

Perspectiva teórica: Se hizo foco en tres variables principales:

a. La definición y conceptualización amplia del ambiente,

b. la política en cuestiones ambientales, distinguiendo entre lo político y la política dado que dejar de lado lo político y cercenar la política solo al aspecto de lo institucional y lo organizaciones, es limitar y reducir el estudio complejo del fenómeno que es lo que se pretende.

→ «lo político» visto como "la dimensión de antagonismo (…) constitutiva de las sociedades humanas" (Mouffe, 2007:16).

→ «la política» apunta a establecer un orden, a organizar la coexistencia humana en condiciones que son siempre conflictivas, "conjunto de prácticas e instituciones a través de las cuales se crea un determinado orden, organizando la coexistencia humana en el contexto de la conflictividad derivada de lo político" (Mouffe, 2007:16).

c. la ecología política latinoamericana (Alimonda, 2002; Lipietz, 2002; Allier, 2007, 2011; Escobar, 1999; Lander, 2011; Leff, 2003). Esta mirada permite abordar el caso más allá de las dos dimensiones explícitas de la problemática del agua que aparecen de manera ostensible: la escasez y el crecimiento poblacional que fueron analizadas desde los estudios malthusianos; la perspectiva de la ecología política permite indagar en las disputas y las tensiones que se presentan en el proceso de extracción, tratamiento, usos, aprovechamiento y distribución del agua en el territorio.

Reflexiones finales

La tesis realiza un aporte teórico-metodológico, un análisis desde el conjunto de elementos teóricos y metodológicos, cuya expresión se vio reflejada en la escala de lo local. Lo local es en estos casos un proceso concreto, con conflictos particulares; por tanto intervenir en lo local tiene sentido porque allí es posible acumular fuerzas, construir consensos y provocar cambios.

El abordaje de la presente puede ser utilizado con otros objetos de estudio; y el análisis puede ser replicado para estudios empíricos de casos en situaciones locales similares. Una de las proyecciones que surge a partir del estudio son las nuevas metodologías para complejizar la mirada y el enfoque de la problemática.

EXPERIENCIAS DE EDUCACIÓN AMBIENTAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL RECURSO HÍDRICO.

DR. CRISTIAN MOREIRA SEGURA
Instituto Tecnológico de Costa Rica - Costa Rica
cristianmoreiras@gmail.com

M.SC. PAOLA ANDREA CALDERON CUARTAS
DR. JAVIER MAURICIO NARANJO VASCO
DRA. GLORIA YANETH FLOREZ YEPES
M.SC. ANGELA MARIA ALZATE ALVAREZ
Universidad Católica De Manizales.- Colombia

Resumen:

En esta mesa de discusión se abordará la temática de la educación ambiental para la conservación del recurso hídrico a partir de experiencias desarrolladas en Costa Rica y Colombia, en contextos rurales y urbanos. Se detallan tres experiencias de educación ambiental para la conservación del recurso hídrico llevadas a cabo por equipos universitarios a partir de los problemas y condiciones particulares del contexto. Se hace referencia a los factores claves para la efectividad de los procesos de educación ambiental de acuerdo al contexto y las características de la población meta de cada experiencia exitosa. Las temáticas abordadas por las experiencias tratadas en esta mesa van desde el trabajo en comunidades con acueductos rurales, la contaminación con residuos sólidos y conservación de ecosistemas en los Humedales Altoandinos y el caso de Comité Interinstitucional de Educación Ambiental de Manizales (CIDEAMA). Se describen los orígenes de las experiencias, el contexto donde se desarrollan, los alances, la metodología utilizada y los principales resultados logrados.

"ESCUELA DEL AGUA" DE LA PROVINCIA CÓRDOBA, ARGENTINA

PATRICIA FERREYRA
Arquitecta-Máster en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano
patriciaeferreyra@gmail.com

CECILIA BARCELONA
Prof en Cs Biológicas-Especialista en Didáctica de las Ciencias Naturales y en Educación Ambienta
Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) y Dirección General de Desarrollo Curricular, Capacitación y Acompañamiento Institucional del Ministerio de Educación

Resumen
La “ESCUELA DEL AGUA” es un Programa de Educación del Gobierno de Córdoba que aborda en forma compleja e integral las temáticas propias del agua como eje transversal de la educación. Nace en el año 2017 ante la necesidad fomentar, fortalecer y enriquecer con conocimiento localizado la cultura hídrica cordobesa y promover conductas ciudadanas, a partir de la alianza institucional de la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI), el Ministerio de Servicios Públicos y el Ministerio de Educación, generando varias capacitaciones desarrolladas de manera semipresencial hasta el año 2019 en 11 sedes y con la participación de representantes de 72 localidades dispersas en todas las cuencas de la provincia.
El programa se lleva a cabo a través de cuatro líneas de acción:
CAPACITACIÓN DOCENTE, se ofrecen dos cursos semipresenciales: “AGUA Y CULTURA”, anual con cuatro instancias presenciales y de mayor carga horaria, y “AGUA, ¿DE DÓNDE VIENES? ¿A DÓNDE VAS?”, con un encuentro presencial y menor carga horaria. Los dos acreditan puntaje docente.
CAPACITACIÓN TÉCNICA, el curso “AGUA Y TERRITORIO” es semipresencial y semestral.

- VISITA A ESCUELAS con la Charla-debate “NUESTRA CUENCA, ¿CÓMO ES?
- CONGRESOS y/o JORNADAS, como I JORNADAS PROVINCIALES DE AGUA Y EDUCACIÓN 2020-2021 en la cual se suman las IV JORNADAS NACIONALES.

Los objetivos generales que persigue el programa en sus capacitaciones son:

- Recuperar la identidad de Córdoba con relación a su riqueza hídrica, reconociendo y valorando el patrimonio de la provincia tanto natural, como construido: diques, sistemas de riego e infraestructura.
- Fomentar una visión integral del agua y sus usos: doméstico, productivo y recreativo, según las características de las cuencas altas, medias y bajas.
- Promover el uso adecuado del recurso, atendiendo a la escasez y finitud en un escenario de cambio climático y pandemia.

Con respecto al **Curso “AGUA Y CULTURA”**, está dirigido a docentes de Educación Inicial, Primaria, Secundaria y Superior de todas las modalidades del Sistema Educativo. Tiene como finalidad acompañar la actualización académica de los docentes, justamente promoviendo una nueva cultura del agua.

Los contenidos del curso están organizados en torno a tres ejes:

1. Cuenca y Territorio.
2. Identidad.
3. Buen uso del recurso.

Y responden a los siguientes cuestionamientos: ¿Dónde estamos?, ¿Quiénes somos? y ¿Qué hacemos?

Para ello, se lo ha organizado en módulos presenciales que abordan contenidos relacionados con: (1) Cuenca, Territorio y Patrimonio Natural, (2) Identidad e Historia, Patrimonio intangible y Derecho y Ciudadanía, (3) Usos del agua: urbano, de producción y recreativo y Patrimonio Hídrico Construido, Para el desarrollo de cada módulo se utilizan diferentes formatos curriculares y pedagógicos -Taller, Seminario, Ateneo y Trabajo de campo- y se abordan aprendizajes y contenidos de cada nivel educativo relacionados con los conceptos estructurantes presentes en los módulos.

Durante el transcurso de la capacitación, los docentes participantes diseñan un proyecto integral, interdisciplinario y con salida a la comunidad, para ser puesto en práctica en el aula y/o institución educativa.

Para el abordaje de los contenidos en cada módulo, nos acompaña un cuerpo docente de diferentes instituciones especialistas en la temática a desarrollar tales como profesionales del Consejo Hídrico Federal (COHIFE), del Centro de Estudios y Tecnología del agua (CETA) de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba (UNC), de la Secretaría de Ambiente (SA) y Policía ambiental, comunidades originarias y representantes de la historia y cultura de cada lugar, cooperativas, empresas y prestadores de servicios, el INTA, el INTI, el Departamento de Irrigación de Mendoza, entre otras.

Para finalizar el curso, se realiza el cierra y una muestra a fin de año, donde cada proyecto es expuesto a través de póster para su socialización.

Evaluación de los resultados:

Hasta la fecha se ha podido observar que la elección de la currícula del curso y los ejes temáticos fueron de amplia convocatoria e interés, habiéndose cubierto el cupo del curso a los pocos días de su lanzamiento. Los docentes expresaron que el agua y la sustentabilidad en torno a ella son temas críticos y de amplia demanda con déficit en información específica de cada territorio. A nivel evaluación cuantitativa se pudo observar que la mayoría de los asistentes del Curso *Agua y Cultura* son mujeres, más del 90%; de 30 a 50 años, con antigüedad docente entre 2 y 15 años, de ámbitos urbanos el 75% y de gestión estatal (90%), en el año 2018 la mayoría de los docentes fueron de nivel secundario y en el año 2019 fueron de nivel primario, con modalidad común, de adultos, especial, plurigrado y técnica. En los proyectos participaron cien escuelas donde sólo en el año 2019 participaron 62 docentes, 2910 alumnos y 4141 personas de la comunidad.

La calificación de los docentes participantes fue altamente positiva tanto en la dimensión organizacional, en la pedagógica didáctica y en el desempeño de los especialistas (4,5 de 5 puntos). El equipo coordinador sigue adelante atendiendo todos los aspectos señalados para superar la calidad de los cursos y ser más asertivos.

MISIÓN SATELITAL SABIA-MAR: Una mirada hacia nuestros mares y costas

CAROLINA B.TAURO

Investigadora Principal de la misión SABIA-Mar en la Comisión Nacional de Actividades Espaciales-CONAE- Argentina

Resumen:
Los mares y océanos constituyen un vasto territorio del planeta que ha sido poco explorado en comparación a los ambientes terrestres. Como regulador del clima del planeta, cualquier perturbación en sus parámetros geofísicos pueden desencadenar fenómenos de alto impacto en la vida de las personas en el corto y largo plazo. El fitoplancton del océano, por su parte, es el responsable de gran parte de la fotosíntesis del planeta, regulando así el ciclo del carbono. Sumado a esto, un alto porcentaje de la población mundial se ubica en zonas costeras y se sustenta con la actividad pesquera. Por lo tanto, comprender la ecología, biogeoquímica y amenazas que sufren las aguas marinas resulta de fundamental importancia.

En las últimas décadas, los satélites de observación de la Tierra se han convertido en una herramienta fundamental para el monitoreo del planeta. En el caso de los mares y océanos, el uso de las herramientas satelitales y geoespaciales aportan una visión sinóptica única, imposible de equiparar con métodos de medición de campo debido a la inaccesibilidad y al elevado costo de los monitoreos in situ (particularmente escasos en el Atlántico Sudoccidental). Los satélites cuentan con diversos tipos de sensores a bordo que pueden ser utilizados para el monitoreo de distintos aspectos de los mares y costas: en particular los sensores para el estudio del *color del mar* permiten estimar la cantidad de fitoplancton (directamente relacionada con la productividad primaria del océano) y otras variables relacionadas a la calidad del agua.

La *teledetección del color del mar* se basa en la determinación de la radiancia espectral que proviene de la superficie del agua en el rango visible del espectro y ha demostrado ser una técnica muy fructífera y una herramienta complementaria a las costosas mediciones *in situ* para todas aquellas naciones con extensas líneas de costa con interés en monitorear y explotar sosteniblemente su litoral marítimo, como es el caso de la República Argentina. Los datos satelitales de color del mar son utilizados para estudiar global y regionalmente la biósfera oceánica, su cambio en el tiempo y cómo se relaciona este cambio con las actividades antropogénicas. A su vez, permiten detectar y cuantificar tendencias globales en las propiedades bio-geofísicas, tanto estacionales como en escalas temporales de décadas y constituyen una herramienta fundamental para la estimación de la producción primaria del fitoplancton y que permite delimitar zonas marinas de protección; como así también identificar potenciales zonas de pesca contribuyendo a un manejo sustentable de los recursos pesqueros.

En el marco del Plan Espacial Nacional, la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) se está llevando a cabo la Misión SABIA-Mar conjuntamente con la Agencia Espacial Brasileña (AEB), en el marco del programa de cooperación espacial entre Argentina y Brasil. La Misión SABIA-Mar (Satélite Argentino Brasileño para Información del Mar) es una constelación de dos satélites orientados al apoyo de la economía azul, SABIA-Mar 1 y SABIA-Mar 2, siendo la Misión SABIA-Mar 1 la que la actualmente la CONAE está desarrollando. El objetivo principal de la Misión de color del mar SABIA-Mar es proveer información y productos para el estudio de los ecosistemas marinos, el ciclo del carbono, la dinámica costera y los hábitats marinos. Esta misión contribuye directamente a los objetivos de la iniciativa nacional *Pampa Azul*, a varios de los indicadores de los ODS (Objetivos de Desarrollo Sostenible) de la ONU y a la Década de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible proclamada por la ONU para el período 2021-2030.

Específicamente esta misión brindará información global de baja resolución espacial (800 m) e información de las costas de Sudamericana a resolución media (200 m). Además de la radiancia normalizada emergente de la superficie del mar, SABIA-Mar generará una serie de productos de

interés no sólo para la comunidad científica sino también para su aporte a los aspectos productivos. Algunos ejemplos de los mismos son: concentración de Clorofila-a, radiación fotosintéticamente disponible, coeficiente de atenuación difusa en 490 nm, turbidez y temperatura superficial del mar. Para ello el SABIA-Mar cuenta con instrumentos que abarcan una serie de bandas espectrales en los rangos visible, infrarrojo cercano e infrarrojo térmico del espectro electromagnético, diseñados específicamente para mediciones en el mar.

En esta charla se presentará la misión SABIA-Mar, sus objetivos, sus aplicaciones y los algoritmos involucrados, las características espectrales y resolución de sus sensores, y el estado actual de su desarrollo.

CONAE: APORTES DE LA INFORMACIÓN SATELITAL A LA TEMÁTICA DEL AGUA. EJEMPLOS DE APLICACIÓN EN EL ÁMBITO DEL TERRITORIO ARGENTINO.

SANDRA EDITH TORRUSIO

Doctora en Biología, egresada de la UNLP. Experta en aplicaciones de imágenes satelitales
Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE)
storrusio@conae.gov.ar

Resumen

El objetivo de la presentación es mostrar los aportes que brinda la información satelital para la problemática del agua con ejemplos concretos (monitoreo de calidad de agua interiores y costeras, vigilancia en el mar, monitoreo de derrames de hidrocarburos, aportes a la actividad pesquera y a la acuicultura, entre otros) que se llevan adelante en el ámbito de la CONAE junto a instituciones públicas. Presentar un resumen de los datos y productos aportados por las misiones satelitales propias de CONAE y de terceros, modos de acceso y distribución de los mismos. Aportes referidos a la capacitación, entrenamiento de recursos humanos y la vinculación institucional.

EL USO DE HERRAMIENTAS GEOESPACIALES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

VERA CAMACHO VALDEZ

Doctora en Ciencias
Oceanóloga por la Universidad Autónoma de Baja California
Investigadora Conacyt - Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
El Colegio de la Frontera Sur - México
veriscam1974@gmail.com

Resumen

La exposición se centra en los ecosistemas costeros, desde un marco conceptual y metodológico de los servicios ecosistémicos, a partir de los cuales es posible evaluar la importancia económica y social de estos ecosistemas, teniendo una perspectiva espacial gracias al uso de herramientas de SIG y teledetección. Nos expondrá un caso de estudio para complementar los métodos anteriores, con aplicaciones basadas en redes sociales tales como FLICKR, con las que se está dando una nueva dimensión a la valoración de los ecosistemas que forman parte del entorno cotidiano de las comunidades.

SISTEMA DE ALERTA PARA DETECCIÓN DE FLORACIÓN DE ALGAS EN AGUAS CONTINENTALES DE AMÉRICA LATINA

FELIPE DE LUCIA LOBO

Doctorado em Geografía
Centro de Desenvolvimento Tecnológico (CDTec), Universidade Federal de Pelotas (UFPel, Brasil)
felipe.lobo@ufpel.edu.br,

Resumen

Las floraciones de algas (AB) ocurren cuando ciertos tipos de algas crecen muy rápidamente, formando parches o "floraciones" en el agua. Estas floraciones pueden emitir poderosas toxinas que ponen en peligro la salud humana y animal. Además, a veces pueden causar un olor desagradable que requiere un tratamiento más costoso para los suministros públicos de agua, lo que también tiene un fuerte impacto en el turismo y el valor inmobiliario (Clark et al., 2017; Dudgeon et al., 2006; Echenique & Aguilera, 2014; Funari y Testai, 2008; Mishra, 2013; NOAA, 2019; Tian et al., 2017).

Por lo tanto, con la colaboración de varias instituciones y organizaciones, este proyecto propone el uso de GEE para mapear AB sobre los principales cuerpos de agua y embalses de América Latina. La metodología propuesta se ha desarrollado durante los últimos dos años en base a mediciones in situ. Primero, pretendemos aplicar la metodología a áreas donde los datos in situ están disponibles para fines de validación, llamados sitios piloto. Una vez que el enfoque se desarrolle y valide utilizando sitios piloto, el método se transferirá a las partes interesadas en varios niveles para proporcionar información AB para los principales cuerpos de agua / reservorios en América Latina.

Creación de un sistema de alerta para detectar la ocurrencia de floración de algas en los principales cuerpos de agua de América Latina, en su mayoría reservorios y cuerpos de agua utilizados para el abastecimiento de agua.
Creación de una serie temporal de aparición de algas para usuarios finales y gestores del agua.
Involucrar a las partes interesadas de América Latina para acceder y utilizar la información sobre la degradación de la calidad del agua causada por AB.

El PIHC (Portal de Información Hídrica de Córdoba) COMO HERRAMIENTA TECNOLÓGICA PARA LA TOMA DE DECISIÓN EN LA GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.

CÉSAR DARÍO SUAYA

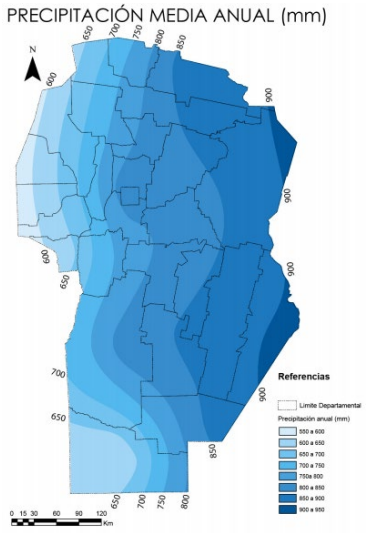
Ingeniero Civil
Vocal del Directorio de la APRHI (Administración Provincial de Recursos Hídricos), Dirección General de Planificación y Gestión Estratégica de los Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba,
cesarsuaya@gmail.com

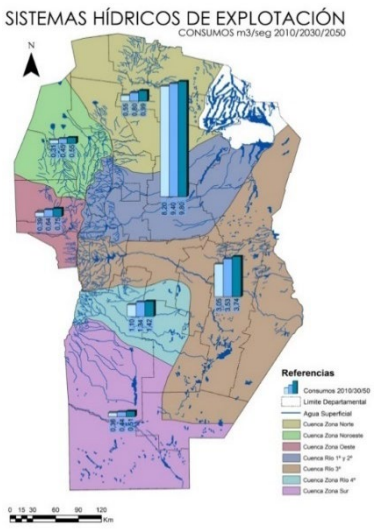
Resumen

La gestión de los Recursos Hídricos siempre se presenta compleja, ya sea porque son múltiples las demandas, diversas las maneras en operar los servicios que se ofrecen a partir de ellas; porque las comunidades que los demandan culturalmente son diversas, o bien porque donde necesitamos el agua, la tenemos escasa, y donde abunda, no hay demanda.

Esta complejidad se evidencia en la manera en que se distribuyen espacialmente los recursos hídricos en la provincia de córdoba. Por naturaleza se presentan distribuidos de una manera poco equilibrada en la vasta superficie de la provincia; así es que en la zona central y noroeste se presentan los mayores conglomerados urbanos, los cuales demandan agua de una zona en donde la disponibilidad de agua para el consumo humano dependería exclusivamente del aporte que las precipitaciones, sino fuera por las diferentes fuentes de agua creadas por el hombre, como los diques, que permiten administrar la disponibilidad del recurso de una manera segura, procurando la seguridad de la provisión a lo largo de todo el año.

A su vez, la zona con menor densidad de población, como la sur y Sureste se presenta como áreas en la que, debido a las características de su relieve, se desarrolla una tendencia a la acumulación de agua en su superficie, a tal punto que en muchos sectores se producen anegamientos sistemáticos, que requieren de proyectos de saneamiento que conserven la dinámica hídrica natural, y permitan un drenaje controlado y regulado de los excesos hídricos.





Esta complejidad en la que se dispone el agua y su gestión, hace necesario disponer de la mayor cantidad de datos sistematizados, para que los mismos pueda ser analizados, y procesados con diferentes herramientas, y al final brinden la información necesaria para que se puedan tomar

decisiones en cuanto a su manejo y gestión de acuerdo a los objetivos y metas impuestas en la función.

En Agosto de 2018, desde la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) de Córdoba, y dentro de los lineamientos de la Dirección de Planificación y Gestión Estratégica de los Recursos Hídricos, se comenzó con el diseño y el desarrollo del proyecto PIHC, un portal web en el cual se incluya un sistemas de Información Georreferenciada, cuya base de datos se utilice para alimentar las diferentes aplicaciones que estaban previstas desarrollar y que permitirían a las diferentes áreas de la Administración gestionar sus datos e información. Este proyecto tuvo como objetivo de transformarse en una herramienta que concentraría toda la información relacionada con los recursos hídricos, luego de ser procesada y validada, y que la APRHI pondría a disposición de diferentes usuarios, internos y externos a la Administración, sobre una plataforma web con acceso libre y gratuito, en forma permanente los 365 días del año.

Dentro del desarrollo del proyecto, y luego de analizadas las opciones para la implementación de este portal, comenzó el proceso de relevamiento de datos e información, que alimentarían la base de datos del portal, base que sería alimentada desde diferentes áreas de la APRHI.

Disponer de información, dentro del PIHC, que sea soporte para que a través de las diferentes metodologías existentes se llegue a una toma decisión, implicó el desarrollo de procesos para dotar de altos niveles de calidad del dato, que estén validados por las áreas productoras de dichos datos, que sean confiables para su uso, y que haya sido actualizados al momento de la carga en la base de datos, o bien que se disponga de una metodología para la actualización de los mismos antes que se pongan a disposición de los diferentes usuarios.

Actualmente el PIHC se encuentra iniciando su tercer año, con la implementación de procesos de carga de datos existentes y desarrollo de aplicaciones que permitan dicha carga dentro de la base de datos; el desarrollo de aplicaciones específicas o temáticas. Estas aplicaciones permiten concentrar información relevante sobre una temática en particular, e interrelacionarla con otras de otros organismos que se comparten, en temas como, por ejemplo: evolución y afectación de áreas incendiadas en las cuencas de la provincia. El objetivo de esta aplicación es la de evaluar los efectos en las escorrentías que se generan a partir de precipitaciones recurrentes en dichas zonas, y diseñar acciones, junto con otros organismos, para mitigar los efectos de las cenizas en los cursos o cuerpos de agua.

GESTIÓN DEL RIEGO EN LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

GONZALO EDUARDO PLENCOVICH

Ing. Civil
Vocal de la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI)
Director General de Irrigación
Gobierno de la Provincia de Córdoba.
gplencovich@hotmail.com

Resumen

Nuestra provincia siempre se ha destacado en la producción agrícola – ganadera en nuestro país. Esto fue logrado inicialmente gracias a las grandes obras hídricas realizadas en la década de los años 40 del siglo pasado por ejemplo el Dique San Roque y Dique Los Molinos que actualmente garantizan el agua al cinturón verde de Córdoba, también los diques La Viña, Cruz del Eje y más reciente el dique Pichanas que junto con una extensa red de canales y numerosas obras de arte abastecen a uno de los tres sistemas de riego más importante de la provincia de Córdoba. Estas obras garantizan el agua complementaria necesaria para el cultivo y para los animales en una región donde las precipitaciones medias no superan los 500 milímetros anuales, como sucede en el NO provincial. Además, existen muchos sistemas de riego de mayor y menor envergadura, que a través de tomas en los ríos y canales dirigen el agua a fincas y quintas.

Al comienzo el riego superficial abarcaba aproximadamente 67.500 has y actualmente a causa del cambio de uso de suelo, infraestructuras deterioradas, épocas de climas muy adversos, falta de impulso a las economías regionales e imposibilidad de inversión en tecnología y equipamientos han provocado la merma de las has en menos de la mitad.

Contrario a lo anterior, durante la década de los años 90 las mejoras en la tecnología y en la accesibilidad de los equipos de riego permitieron que se comenzara a regar en zonas de secano a través de agua subterránea extraída de pozos. Esto ha permitido aumentar el rinde de los cultivos en toda la provincia de Córdoba principalmente en la zona núcleo. En aproximadamente tres décadas, las hectáreas regadas por riego subterráneo crecieron a aproximadamente 140.000.

Esto presenta dos realidades en nuestra provincia, por un lado, los sistemas de riego superficial, de característica comunitaria con un conjunto de grandes obras que requieren un plan continuo de conservación y control, y que son fundamentales porque constituyen el motor de las economías regionales. Y por otro lado el sistema de riego por agua subterránea, que por lo generar representa una inversión privada y puntual, cuya fuente requiere de un continuo estudio hidrogeológico para responder a las necesidades agrícolas con un criterio adecuado.

Actualmente desde la APRHI tenemos la responsabilidad de preservar, controlar, organizar y mejorar todos los sistemas de riego teniendo en cuenta las necesidades actuales de los productores incentivándolos en el riego eficiente, reforzando sus estructuras jurídicas y diseñando proyectos de obras que mejoren y garanticen la distribución del agua, además de articular en cada caso los demás usos involucrados (agua potable, uso pecuario, energía, control de crecidas y turismo).

Para llevar a cabo las metas planteadas, la Dirección General de Irrigación ha venido realizando un conjunto de acciones estructurales y no estructurales en los distintos sistemas de riego de nuestra provincia.

Dentro de las medidas estructurales se está realizando un conjunto de obras de mantenimiento y mejoras en los sistemas de riego, destacando por su importancia los nuevos canales de riego del Sistema de Bañados de Soto, de Pichanas Margen Izquierda hasta el derivador al sistema de Santa Ana, un constante y continuo mantenimiento de los Sistemas de riego del NO cordobés, logrando de esta forma la jerarquización, ordenamiento y optimización de los sistemas de riego.

Como medidas no estructurales y acompañadas de las diferentes obras se realiza el fortalecimiento de los consorcios de riego con la intervención y/o control de funcionamiento de los mismos, su regularización administrativa y actualización del padrón y el desarrollo de reglamentos operativos.

Existe un continuo seguimiento de los sistemas de riego a través de la modelación hidrológica, la instalación de equipos de medición de caudales y de estaciones meteorológicas permitiendo predecir la oferta de agua y controlar el consumo. Además, se trabaja en la eficiencia en el uso del agua de riego, realizando asesoramiento agronómico y capacitación a los usuarios para el uso racional y equilibrado del agua en parcelas.

En los sistemas de riego por agua subterránea es muy importante realizar un trabajo conjunto entre los órganos de gobierno del Estado en todos sus niveles, los consorcios y otras asociaciones para monitorear y estudiar los diferentes acuíferos que no sólo son utilizados por la agricultura y ganadería sino también por el consumo humano y las industrias. La posibilidad de ampliar las hectáreas bajo riego implica tener claro, hacia donde expandirse, cuál es el límite y con qué recaudos.

Un desafío y una tarea reciente para la APRHI complementaria al uso tradicional de agua para riego (es decir por gravedad o subterránea) es trabajar la utilización del agua de reúso para la producción agrícola – ganadera, por supuesto respetando y haciendo cumplir las normativas vigentes.