

Elena María Abraham
Rubén D. Quintana
Gabriela Mataloni
(editores)

agua +

HUMEDALES

SERIE


FUTUROS



FUNINTEC
Fundación Innovación y tecnología
UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN MARTÍN



**UNIVERSIDAD
NACIONAL DE
SAN MARTÍN**

FUTUROS es un programa de FUNINTEC y la Universidad Nacional de San Martín

A vertical landscape photograph featuring a body of water in the foreground, a dense line of reeds in the middle ground, and a forest of trees in the background. The scene is captured in a soft, natural light. A large, white, abstract, organic shape is overlaid on the right side of the image, extending from the top to the bottom. The word "FURNOS" is printed vertically in a large, white, serif font on the left side of the image, partially overlapping the water and reeds.

FURNOS

SERIE FUTUROS

Alberto Pochettino

Director

Miguel Blesa

Responsable científico

Sebastián Savino

Coordinador

AGUA Y HUMEDALES

COMITÉ EDITOR

Elena María Abraham

Rubén D. Quintana

Gabriela Mataloni

COMITÉ REVISOR CIENTÍFICO

Elena María Abraham

Miguel Blesa

Roberto Candal

Jose Joel Carrillo Rivera

Gerardo Castro

Daniel Cicerone

María Dos Santos Alfonso

Alicia Fernandez Cirelli

Adonis Giorgi

Marta Litter

Gabriela Mataloni

Christian Navntoft

Alberto Pochettino

Rubén D. Quintana

Adriana Urciuolo

Elisabet Wehncke

Aguas + Humedales / Miguel Blesa... [et al.]; compilado por Elena María Abraham; Rubén D. Quintana; Gabriela Mataloni; prólogo de Alberto Pochettino. - 1ª ed.-San Martín: UNSAM EDITA, 2018.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-4027-68-9

1. Gestión Ambiental. 2. Cambio Climático. I. Blesa, Miguel. II. Abraham, Elena María, comp. III. Quintana, Rubén D., comp. IV. Mataloni, Gabriela, comp. V. Pochettino, Alberto, prolog.

CDD 551.6

1ª edición junio 2018

© 2018 de la edición Elena María Abraham

© 2018 de la edición Rubén D. Quintana

© 2018 de la edición Gabriela Mataloni

© 2018 UNSAM EDITA de Universidad Nacional de San Martín

UNSAM EDITA

Edificio de Containers, Torre B, PB

Campus Miguelete

25 de Mayo y Francia, San Martín (B1650HMQ), prov. de Buenos Aires, Argentina

unsamedita@unsam.edu.ar

www.unsamedita.unsam.edu.ar

Diseño de interior y tapa: Ángel Vega

Los lectores de este libro tienen, en forma gratuita, la libertad de utilizar, estudiar, aplicar y compartir su información, siempre que se mencione la obra y el autor original. El material de este libro puede ser utilizado citando la procedencia de esta manera:

Abraham, María Elena; Quintana, Rúben D. y Mataloni, Gabriela (eds.) (2018). *Aguas + Humedales*. Buenos Aires, UNSAM EDITA.

El contenido y la originalidad de los artículos de esta publicación son responsabilidad exclusiva de sus autores. Las opiniones y puntos de vista expresados en este libro no necesariamente reflejan los de los editores.

Queda hecho el depósito que dispone la Ley 11.723

Editado en la Argentina

PRÓLOGO

11

Alberto Pochettino

CONFERENCIAS

Apuntes para pensar los grandes problemas del agua en el siglo XXI

18

Miguel Blesa

El agua en Latinoamérica

34

Alicia Fernández Cirelli

Los servicios urbanos de agua potable y saneamiento en Argentina. Estado actual y desafíos

46

**Emilio J. Lentini
Federica Brenner
Augusto Mercadier**

Gestión de los recursos hídricos

60

Víctor Pochat

New perspectives in the watershed approach for water management

82

José Galizia Tundisi

Economía del agua y su ambiente

94

Armando Llop

Agua, desertificación y cambio climático en las tierras secas

110

Elena María Abraham

Gestión y manejo del agua en el sector productivo: visión y misión del Programa Nacional Agua (INTA)

142

**Daniel Prieto Garra
Francisco Damiano
Alberto R. Quiroga
Roberto S. Martínez**

Vivir sin humedales

152

**Patricia Kandus
Priscilla Minotti**

Humedales, biodiversidad y servicios ecosistémicos. ¿Hacia dónde vamos?

174

Rubén D. Quintana

Interacción humedal-agua subterránea-composición química de las aguas: Esteros del Iberá y bajos submeridionales	194	Leticia Rodríguez
Arsénico en agua	210	Marta Litter
Descontaminación de aguas mediante oxidación avanzada con radiación solar: un proceso doblemente sostenible	226	Sixto Malato Rodríguez
Agua, energía y ambiente: un desafío para el desarrollo sostenible	242	Raúl Antonio Lopardo
Impactos ecológicos y socioeconómicos de la cons- trucción de represas sobre la ictiofauna y las pesquerías de los grandes ríos de América del Sur	256	Claudio R. M. Baigún
Agua y sedimentos: testigos clave de una contaminación anunciada	278	Silvia Grinberg Natalia Porzionato Eliana Bussi Luciano Mantiñan Ricardo Gutiérrez Gustavo Curutchet
ARTÍCULOS DE ALUMNOS BASADOS EN SUS PRESENTACIONES		
Cartografías de riesgos de inundaciones y anegamientos en la provincia de Corrientes (Argentina)	296	Mariana Paola Odriozola Félix Ignacio Contreras
Estudio de indicadores físico-quí- micos y toxicológicos del agua superficial del bajo río Paraná	303	Julieta Peluso Carolina M. Aronzon Cristina S. Pérez Coll

- Impacto de la presencia de microcontaminantes sobre la calidad del agua de bebida en la producción ganadera **319** **María Soledad Rodríguez**
Alicia Fernández Cirelli
Alejo Pérez Carrera
- Fitorremediación de aguas grises con ornamentales comerciales **323** **Ángela Y. Romero Mozqueda**
María Cecilia Valles Aragón
María Teresa Alarcón Herrera
- Uso eficiente, tecnología y gestión de agua para uso agrícola y consumo humano **333** **Rodolfo Cisneros-Almazán**
Oscar A. Díaz de León-Zavala
Clemente Rodríguez-Cuevas
Rodolfo Cisneros-Pérez
- Barragens na bacia do alto rio Paraguai: uma ameaça para a maior área úmida do planeta **342** **Silvia Zanatta**
- Variaciones en las características hidroquímicas de la subcuenca del río Ambato, provincia de Catamarca, Argentina **349** **Olivia Bulacios Muñiz**
- Uso de datos multitemporales Landsat para la delimitación y caracterización de lagunas en la planicie de inundación del bajo río Paraná **357** **Maira Patricia Gayol**
Natalia Morandeira
Patricia Kandus
- Consecuencias de la expansión urbana sobre el paisaje de lagunas de lomadas arenosas (Corrientes, Argentina) **363** **Félix Ignacio Contreras**
Elsie Araseli Ojeda
- Uso de múltiples indicadores para evaluar la calidad ambiental en las islas del Delta del río Paraná bajo diferentes usos productivos **370** **Pamela Krug**
Carolina Aronzon
Gabriela González Garraza
Julieta Peluso
Facundo Schivo
Gabriela Svartz

Agriculturización y degradación de humedales: cambios e intensificación en el uso de la tierra y efectos sobre la biodiversidad taxonómica y funcional de la vegetación en el Bajo Delta del Paraná	378	Diego Sebastián Aquino
Patrones de distribución de las comunidades de humedales patagónicos a una escala de paisaje	390	Luz M. Manzo Luis B. Epele Marta G. Grech Patricia Kandus María L. Miserendino
Inventario de humedales en tierras secas y valoración de sus servicios ecosistémicos: el caso de los humedales de la cuenca del río Blanco	400	María Clara Rubio Elena Abraham Rubén D. Quintana
Clasificación y mapeo de humedales según su hidroperíodo en el marco de un inventario de humedales: el caso de la llanura costera de Ajó-Samborombón	410	Laura San Martín Natalia Morandeira Rafael Grimson Patricia Kandus
Los bosques fluviales como indicadores del flujo y permanencia del agua	416	Violeta Amancay Zambiasio Sylvina Lorena Casco Juan José Neiff
Identificación y descripción del impacto ambiental en un tambo caprino	423	María Laura Galotta Horacio Martínez Analia Iriel Alicia Fernández Cirelli
Estudio de la presencia de elementos traza de importancia nutricional y toxicológica en la producción primaria de leche	427	Flavia Elisa Arellano Andrea Calzetta Resio Alejo Pérez Carrera

Estudio del impacto del arsénico presente en el agua de bebida animal, sobre la salud y producción de ganado	434	Cristina V. Alvarez Gonçalvez Alejo Pérez Carrera Alicia Fernández Cirelli
Remoción de compuestos fenólicos de aguas superficiales y efluentes	441	Érica Beiguel Enrique Hughes Anita Zalts Javier Montserrat
Caracterización del uso de hábitat de juveniles de <i>Mugil cephalus</i> en la costa mediterránea valenciana mediante la microquímica del otolito	448	Roberta Callicó Fortunato Vicent Benedito Durà Alejandra Volpedo
Degradación del plaguicida imazalil acoplado técnicas avanzadas de oxidación y tratamientos biológicos	455	Federico Ariganello Elsa López Loveira Roberto Candal Gustavo Curutchet
Estudios cinéticos de la adsorción de arsénico del rechazo de la ósmosis inversa en suelo laterítico	462	Cynthia Corroto Analía Iriel Enrique Calderón Alicia Fernández Cirelli Alejo Pérez Carrera
Dinámica e impacto de la eutrofización por aportes urbanos en las cuencas hídricas y zona costera de la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego	468	Soledad Diodato Laura Comoglio Alicia Moretto Jorge Marcovecchio
Síntesis y caracterización de fotocatalizadores de TiO ₂ nanomodificados con Ag para descontaminación de aguas en Santiago del Estero	476	Fernanda E. Monasterio Claudio D. Borsarelli Faustino E. Morán Vieyra
Sobre los editores	484	



El Proyecto “Futuros” 2016: Agua y Humedales

Dr. Alberto Pochettino¹



Hace un par de años, después de escuchar una interesante charla de un experto sobre los problemas que, a mediano plazo, presentaría la alimentación de todos los habitantes del planeta, y sobre la interdisciplinariedad que requerirá la solución de los mismos, varios de los asistentes nos preguntamos si nuestros jóvenes tenían clara conciencia de la complejidad del avenir y de la necesidad del diálogo entre conocimientos, como base de la solución de muchos de los problemas a resolver. También nos cuestionamos si hacíamos lo suficiente para que ellos comprendieran que el futuro de la humanidad requiere investigadores que sepan mirar más allá de sus laboratorios, de los campus de sus universidades, y puedan trabajar en forma interdisciplinaria en los grandes temas que se deberán enfrentar.

Este tema lo planteamos luego en el seno de la Fundación Innovación y Tecnología, de la Universidad Nacional de San Martín (FUNINTEC-UNSAM). Concluimos entonces que se podría contribuir al desarrollo intelectual y humano de nuestros jóvenes a partir del trabajo unificado Universidad-Fundación, mirando hacia adelante en la línea temporal, y conscientes de que los problemas a solucionar deberían considerar, aparte de los aspectos tecnológicos propios, los componentes sociales, económicos y políticos asociados a los mismos. Este fue el origen del Programa “Futuros”.

¹ Presidente FUNINTEC. Director Proyecto Futuros (FUNINTEC-UNSAM).

“Futuros” fue entonces concebido como un programa de la UNSAM y de la FUNINTEC, cuyo objetivo es fomentar la reflexión interdisciplinaria sobre las soluciones de carácter tecnológico a problemas que aquejan a un mundo en crecimiento. Energía, medioambiente, manejo de recursos naturales, sistemas de producción sustentables, alimentación, transporte y comunicaciones, entre otros temas, forman parte de la agenda del programa.

La propuesta es hacer de “Futuros” una actividad que sea:

- ▶ Un espacio de debate para dar lugar a diferentes visiones del futuro y definir el rol de la tecnología en la búsqueda de soluciones a los desafíos del mañana.
- ▶ Un vehículo de formación académica para nuestros jóvenes.
- ▶ Un puente de comunicación entre la comunidad científico-tecnológica y la sociedad.

A fin de alcanzar los objetivos propuestos, el plan de actividades inicial incluye:

- ▶ La realización anual de un foro/*workshop* que comprenda conferencias dictadas por especialistas de alto nivel y mesas de reflexión sobre los temas de interés del programa. Esta actividad estará destinada a alumnos avanzados de grado y de posgrado de la UNSAM y de otras universidades, instituciones de ciencia y tecnología, áreas gubernamentales y empresas, tanto de Argentina como de Latinoamérica.
- ▶ El libre acceso digital al material de las reuniones.
- ▶ Otras acciones de formación, divulgación y transferencia de conocimientos a la comunidad.

El tema Agua+Humedales se seleccionó como la actividad inicial del Programa “Futuros”. La justificación de la elección es muy simple: el agua es vital para la existencia de la vida sobre la Tierra, y sus servicios ecosistémicos son de un valor incalculable. También, su uso intensivo y la intervención humana en el ciclo hidrológico, en un contexto ambiental fuertemente afectado por la actividad antrópica, hará que, a corto plazo, deban enfrentarse importantes problemas en la disponibilidad y el uso de dicho recurso. Estimamos que este era un tema apasionante como para iniciar el programa.

Junto con el Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA) de la UNSAM, se decidió organizar el Foro “Agua + Humedales”, que se desarrolló con singular suceso en el Campus Miguelete (UNSAM) entre el 17 y el 22 de octubre de 2016. Este libro electrónico, de libre acceso, testimonia gran parte de lo allí ocurrido a través de dieciséis artículos que reflejan los

conocimientos transmitidos por los conferencistas invitados y, también, una serie de presentaciones cortas basadas en los pósters con los que los estudiantes, participantes de la primera versión de “Futuros”, resumieron sus actuales investigaciones en la temática del agua.

La realización de esta publicación tiene una corta historia: con posterioridad a la reunión, se conformó un comité editor del libro. Junto con los editores, decidimos que el mismo debería cumplir con los niveles de calidad que tiene toda publicación científica, con lo cual se ha realizado un importante y extenso trabajo de revisión por pares evaluadores, de todos los artículos aquí presentados. El Programa “Futuros” quiere hacer llegar su más sincero agradecimiento a la Prof. Elena M. Abraham, a la Dra. Gabriela Mataloni y al Dr. Rubén Darío Quintana, por el invalorable trabajo realizado en el comité editor, y a todos los que anónimamente colaboraron como revisores del material que este libro contiene.

Se puede observar que el contenido del libro, continuando con el espíritu de la reunión, cubre los numerosos aspectos científico-tecnológicos, económicos, políticos y sociales asociados a los problemas relacionados con la disponibilidad, acceso, utilización, contaminación y gobernanza del agua, y también a ese enorme patrimonio de la humanidad que son los humedales. La publicación comienza con una serie de “Apuntes para pensar los grandes problemas del agua en el siglo XXI” realizados por el responsable científico del Programa, el Dr. Miguel A. Blesa. Estos “apuntes” actúan como una apertura al amplio espectro temático de los trabajos presentados por los especialistas invitados. Posteriormente, para cerrar el libro se presenta una visión más puntual de los problemas asociados al tema del agua y humedales a partir de la presentación de los trabajos que desarrollan o desarrollaron los estudiantes de posgrado participantes en la reunión. Demás está decir que las opiniones que los autores vierten son a título personal y no representan posiciones de los miembros del comité editorial de este libro. Los que hemos trabajado en esta publicación, que además es de acceso gratuito, creemos que ella cubrirá importantes necesidades de lectores e investigadores interesados en una visión interdisciplinaria de los problemas. Si esto es así, nuestro objetivo se considerará cumplido.

Son muchas las personas y varias las instituciones a las que debemos agradecer por la realización de la reunión en la que se basa este libro y que permitieron su edición:

Ante todo, a la UNSAM, no solo por ser nuestra entidad madre, sino por toda la cooperación que recibimos de sus autoridades y de su personal.

Al comité organizador de la reunión, listado especialmente, y en particular al Dr. Miguel A. Blesa, por todo su apoyo a pesar de las múltiples actividades que le demandaba en ese momento su posición en el Ministerio de Ciencia y Tecnología.

A FUNINTEC, sin cuyo apoyo incondicional (incluyendo el económico) el Programa “Futuros” no existiría.

A los autores de los artículos y a los revisores, por el enorme trabajo realizado.

Un especial reconocimiento a Sebastián Savino, por la invaluable coordinación de las tareas que hicieron posible la reunión “Agua + Humedales” y también la edición de este libro.

Al personal de FUNINTEC, que colaboró incansablemente en la organización de la reunión y la publicación de este libro.

Al apoyo brindado a la realización de la reunión “Futuros: Agua + Humedales” por el 3iA de la UNSAM y su personal.

A María Laura Alori y Ángel Vega, por el trabajo de diseño y realización del material de la reunión.

Al Programa de Subsidios para Reuniones Científicas RC 2016 del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (MINCyT)-Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT)-Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT).

Al Banco Patagonia, por su generosa contribución, que ayudó a solventar la presencia de estudiantes del interior y de países vecinos.

A todos los que injustamente olvidamos; a ellos, además, que sepan disculparnos.





CONFERENCIAS

Blesa, Miguel A. "Apuntes para pensar los grandes problemas del agua en el siglo XXI"

RESUMEN

El agua como sustancia química ha sido estudiada en mucho detalle y se conocen a fondo sus propiedades. El interés por el agua nace obviamente de su importancia en el funcionamiento del planeta Tierra, como sustento de la vida. Para el hombre, los servicios ecosistémicos que brindan las aguas naturales van mucho más allá de su importancia como sustento vital. El hombre usa el agua como fuente de agua segura para consumo humano, como recurso fundamental para la actividad agropecuaria, como fluido de proceso y de transporte de calor, como vía de comunicación y transporte, como fuente de alimentos, para el esparcimiento y el deporte. Tal uso intensivo conduce a una intervención humana en el ciclo hidrológico, que está tomando dimensiones importantes en un contexto en que el clima también está siendo afectado por la actividad antrópica. Se plantean, entonces, interrogantes sobre la disponibilidad del recurso, y más aún sobre los cambios que se esperan de esa disponibilidad. Los modelos del impacto del cambio climático sobre la disponibilidad de agua constituyen un campo de investigación de importancia. Otra área importante es la de las tecnologías de tratamiento de aguas, tanto efluentes de diverso tipo, como aguas para consumo humano, y tecnologías para el uso racional del agua. Sin embargo, no basta con pasar de los estudios básicos a los desarrollos ingenieriles. Se debe prestar especial atención a la dimensión social del tema: derecho del agua, economía del agua, estudios sociológicos vinculados con las decisiones sobre el uso del recurso y consecuente desarrollo de legislación y regulaciones.

Palabras clave: *Agua, I+D, cambio climático.*

ABSTRACT

Water as a chemical has been studied in great detail and its properties are well-known. Interest in water arises from its importance in the functioning of Planet Earth, as a life support system. For man, ecosystemic services provided by water go far beyond its importance as a vital resource. Man uses water as a source of safe water for human consumption, as a fundamental resource for agriculture and cattle raising, as a process and heat transport fluid, for transportation and communication, as food source, for recreation and sports. Its intensive use makes human intervention of the hydrological cycle quantitatively important, in a context in which weather is being influenced by anthropic activities. Hence, questions arise on resource availability and on the expected changes in availability. Modeling the impact of climate change on water availability is a research field of importance. Also important is the field of water treatment technologies, including various effluents, water for human consumption, and also rational water use. It is not enough to include basic research and engineering aspects; social dimension are central: water economy, sociological aspects of water use, legislation and regulations.

Key words: *Water, R&D, climate change.*

Apuntes para pensar los grandes problemas del agua en el siglo XXI¹

Miguel A. Blesa²



1. Introducción

Los 17 Objetivos del desarrollo sustentable de las Naciones Unidas, mostrados en la figura 1, definen una agenda dentro de la cual la gobernanza del agua juega un papel importante. En efecto, la gestión del agua no es solo importante para los Objetivos 6, “Agua limpia y saneamiento”, y 14, “Vida submarina”, sino que atraviesa la gran mayoría –o, mejor dicho, todos– los objetivos restantes. Es así que se ha identificado el llamado “WEF nexus”, que se centra en la fuerte interrelación entre seguridad energética, seguridad alimentaria y provisión de agua segura (Objetivos 2 y 7). También es crucial el aseguramiento de la provisión de agua para alcanzar los Objetivos, llamémoslos “sociales”, 1, 3, 10 y 16 (Fin de la pobreza; Salud y bienestar; Reducción de las desigualdades; Paz, justicia e instituciones sólidas), y los de adaptación al cambio global (que incluye el cambio climático) característicos de lo que se ha dado en llamar “Antropoceno”: Trabajo decente y crecimiento económico (8); Industria, innovación e infraestructura (9); Ciudades y comunidades sostenibles (11); Producción y consumo responsable (12); Acción por el clima (13); Vida de ecosistemas terrestres (15).

1 El presente artículo tomó elementos de una publicación anterior: M. A. Blesa (2015). “El uso del recurso agua”, en: *Horizontes y Desafíos Estratégicos para la Ciencia en Iberoamérica*. Madrid, Organización de Estados Iberoamericanos para la Educación, la Ciencia y la Cultura, pp. 363-369.

2 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de San Martín, Argentina. miblesa7@gmail.com.



Figura 1. Los Objetivos de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas. Fuente: Naciones Unidas, <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>.

Pocas sustancias han sido estudiadas por los químicos con el detalle con el que se analizó y se continúa analizando el agua. No hay aspectos fundamentales de la química de esta sustancia que ofrezcan interrogantes serios en relación con el uso del recurso por parte del hombre. Sus propiedades asociadas con su uso como fluido de procesos industriales son también muy conocidas. En cambio, la gobernanza del recurso requiere de actividades de I&D en todos los ámbitos del conocimiento: las ciencias naturales son necesarias para entender los balances hídricos y su alteración por influencia antrópica (en especial, cambio climático); las ciencias sociales deben proveer respuestas a los derechos de las partes interesadas (*stakeholders*); las ciencias jurídicas deben desarrollar todavía marcos legales y regulatorios que contemplen, además, los aspectos vinculados con la economía del agua.

2. El uso del recurso agua por el hombre

El siglo XXI se caracteriza por la necesidad de marcos regulatorios en todos los campos de la actividad humana, por la escala que han adquirido esas actividades. La gestión del agua no escapa a esa situación general.

El agua es, en buena medida, un recurso renovable. El ciclo hidrológico es un ciclo cerrado que, en su conjunto, prácticamente no tiene vías de pérdidas irreversibles. Sin embargo, ese ciclo distribuye el agua en reservorios cuyos inventarios pueden verse afectados por la actividad antrópica, que también afecta los flujos entre reservorios. La tabla 1 muestra los inventarios de los reservorios de agua, tomado de la referencia de I. Shiklomanov.

Reservorio	Volumen, km³	F_{dulce}	F_{total}
Océanos, mares y bahías	1.338.000,000	--	96,5
Casquetes de hielo, glaciares y nieve permanente	24.064.000	68,7	1,74
Aguas subterráneas	23.400.000	--	1,69
Dulces	10.530.000	30,1	0,76
Salinas	12.870.000	--	0,93
Humedad del suelo	16.500	0,05	0,001
Hielos superficiales y permafrost	300.000	0,86	0,022
Lagos	176.400	--	0,013
Dulces	91.000	0,26	0,007
Salinos	85.400	--	0,006
Atmósfera	12.900	0,04	0,001
Agua de pantanos	11.470	0,03	0,0008
Ríos	2120	0,006	0,0002
Agua biológica	1120	0,003	0,0001

Tabla 1. Reservorios de agua: inventarios (en volumen) y fracción del agua dulce total y del total de agua del planeta. Adaptado de *USGS Water Cycle*: <http://www.oecd.org/cfe/regional-policy/OECD-Programme-water-governance.pdf>.

Como muestra la figura 2, las precipitaciones introducen alrededor de 37.000 km³ anuales netos de agua en tierra firme (se ha descontado la cantidad que se vuelve a evaporar), que son los que por escorrentía o por aguas subterráneas vuelven al océano. Alrededor de 11.500 km³ son aprovechables por el hombre, y de estos, unos 6000 km³ ya están comprometidos, por las extracciones que hace el hombre y para mantener los caudales mínimos de los ríos. En otras palabras, el hombre está interviniendo usando más del 50% de la capacidad de este servicio ecosistémico.

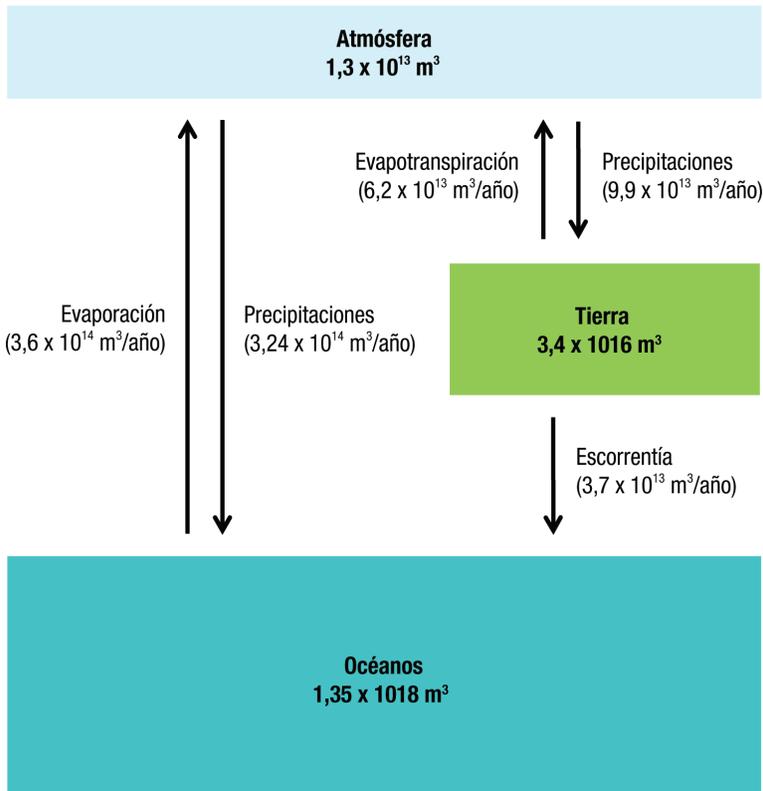


Figura 2. Flujos de agua entre océanos, atmósfera y tierra firme. Fuente: elaboración propia a partir de la información provista por la Universidad de Illinois, [http://ww2010.atmos.uiuc.edu/\(Gh\)/guides/mtr/hyd/bdgt.xml](http://ww2010.atmos.uiuc.edu/(Gh)/guides/mtr/hyd/bdgt.xml).

Lógicamente, el hombre no consume el agua, en el sentido que esta no es una sustancia perecedera: la toma del ciclo hidrológico, la usa y la devuelve. Sin embargo, hay dos características de esta devolución que generan una fuerte presión antrópica sobre el recurso, que se discuten en los parágrafos siguientes.

2.1. La contaminación del agua

Por un lado, el agua que se devuelve está contaminada con sustancias diversas que dependen del uso del agua.

► El agua tomada para consumo humano se devuelve a través de los sistemas cloacales, contaminada biológicamente, con una alta carga orgánica y con una miríada de contaminantes emergentes (detergentes, antibióticos, disruptores endocrinos).

La gobernanza racional del agua llama a tratar las aguas cloacales antes de descargarlas en los cursos de agua, pero esa práctica dista de ser general, especialmente en nuestra región.

- Los sistemas de recolección de aguas pluviales urbanas incorporan desde objetos macroscópicos, como bolsas de plástico, hasta contaminantes químicos. Esas aguas, que además pueden contener volcados ilícitos de aguas cloacales, en general no son tratadas antes de su descarga en los cursos de agua.

- La actividad industrial puede descargar productos extremadamente tóxicos, como dioxinas o metales pesados, además de ácidos, como el sulfúrico.

- En áreas rurales, la actividad agrícola incorpora cursos de agua superficiales, y los acuíferos, sustancias agroquímicas, carga orgánica y elementos extraídos de los suelos.

- La actividad minera genera el llamado drenaje ácido de minas, aguas acidificadas que pueden disolver los metales presentes en los minerales. Las rupturas de diques de cola, a su vez, pueden generar volcados masivos de metales y de sustancias químicas usadas en el proceso minero.

Para enfrentar estos problemas, recurrimos a tecnologías de tratamiento de aguas para su remediación o descontaminación. Los efluentes entubados, como los cloacales o los industriales, deben ser tratados antes de su descarga, con un lógico coste asociado.

El tratamiento de efluentes urbanos e industriales es motivo de muchos esfuerzos en investigación, cuyo objetivo de mínima es el de cumplir con los límites contaminantes en las aguas volcadas después del tratamiento. En el caso de los efluentes urbanos, existen intentos de, por un lado, racionalizar el consumo reutilizando las aguas y, por otro, de aprovechar la materia orgánica como fuente de energía. Es así que existe un fuerte énfasis en distinguir entre aguas grises, resultantes del lavado y otras actividades hogareñas pero que tienen una carga microbiológica baja, y las aguas negras, provenientes de los inodoros. Se impulsa entonces la reutilización de las aguas grises, y los efluentes cloacales reciben solo las aguas negras. En estas últimas se busca aprovechar la energía almacenada en la materia orgánica e incluso aprovechar las sustancias químicas valiosas que pueden contener.

Para el tratamiento de efluentes industriales, se encuentran en plena fase de estudio y desarrollo una variedad grande de procedimientos conocidos colectivamente como procesos avanzados

de oxidación (PAO). Estos procesos permiten idealmente destruir la materia orgánica (incluso compuestos que no son biodegradables) sin generar residuos. En este tema hay mucha actividad de investigación y desarrollo en la región, para atender problemas tan variados como el hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) o la destrucción de contaminantes orgánicos no biodegradables. Un área de mucha actividad es la de tratamientos combinados, con una etapa de tratamiento biológico (convencional, como el que deriva del uso de lodos activados, o los tratamientos anaeróbicos) y una etapa de PAO.

Para ciertos usos del hombre, en especial para consumo humano, las aguas naturales no son adecuadas. El agua potable se obtiene en las plantas de potabilización; las convencionales tienen una etapa de decantación y eventualmente floculación, seguida por una etapa de desinfección basada habitualmente en el uso de cloro. En la actualidad, es frecuente que las aguas naturales usadas como toma para esas plantas contengan sustancias químicas volcadas por el hombre aguas arriba, y eso genera a veces problemas en el uso del cloro, ya que la reacción de este con compuestos orgánicos aromáticos produce sustancias de olor desagradable. En el mundo están desarrollando tratamientos alternativos del tipo PAO; el más extendido recurre al ozono como sustituto del cloro. En el caso de la ciudad de Nueva York, en 2013 se inauguró una planta que usa radiación ultravioleta para desinfectar el agua.

2.2. Los desvíos del agua y su uso racional

Al usar el agua, el hombre suele desviarla con respecto al devenir natural. En ciudades, el agua extraída de acuíferos es devuelta a cursos de agua superficiales, y el agua de las precipitaciones encuentra una superficie impermeable que impide su movimiento en profundidad hacia los acuíferos; el escurrimiento superficial puede conducir a anegamientos e inundaciones en zonas urbanas. El agua de lluvia no encuentra sus cauces naturales, que muchas veces han sido entubados y tienen su capacidad máxima disminuida e insuficiente para enfrentar eventos extremos. El agua de riego de la agricultura puede evaporarse en proporciones importantes, generando una extracción neta de acuíferos y aguas superficiales. La explotación minera puede incluso transferir agua de una cuenca a otra, por evaporación en ambientes áridos y cálidos. Es especialmente importante el problema del uso de las aguas

subterráneas. Dice la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés):

Hay claras evidencias [de] que las aguas subterráneas están disminuyendo; se estima que se sobreexplota el 20% de los acuíferos subterráneos del mundo, algunos de forma masiva. Globalmente, la tasa de extracción de aguas subterráneas está aumentando entre 1 y 2% por año.

La herramienta más poderosa para paliar estos efectos es el desarrollo de procedimientos de uso racional del recurso. Por ejemplo, para el riego, el desarrollo de métodos de goteo disminuyen mucho las cantidades de agua usadas y evaporadas. En el caso del agua empleada en minería, existe lugar para mejorar mucho las pérdidas de agua por evaporación; por ejemplo, para la producción de carbonato de litio a partir de las salinas de la región del noroeste argentino (NOA), se están intentando desarrollar técnicas electroquímicas de extracción del litio, que evitan el uso de la evaporación extensiva como forma de extracción. En el caso de aguas urbanas, cabe mencionar que el consumo es muchas veces irracionalmente alto. En India, la norma establece un consumo por habitante y por día de 40 litros, pero este valor aumenta mucho en ciudades con servicios sanitarios, llegando a ser en Mumbai de 300 litros. En algunas ciudades de los Estados Unidos, contabilizando pérdidas, riego de parques y jardines y piscinas, el consumo llega a 650 litros por habitante y por día. En Buenos Aires, Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA) debe producir 619 litros por habitante y por día, de los cuales 150 corresponden a pérdidas en la red. En Europa, los consumidores pagan entre 1 (Lisboa) y 5 (Glasgow) euros por metro cúbico (1000 litros) de agua (provisión y saneamiento). Aplicada en Buenos Aires, la tarifa más baja de Europa implicaría que el coste mensual del consumo de agua sería del orden de los 240 pesos argentinos por persona (sin contar las pérdidas de la red). La factura mensual para una familia tipo (cuatro personas) podría entonces llegar a casi \$1000. Las pérdidas, calculadas en 1€ por metro cúbico, representan en la Ciudad de Buenos Aires un costo de \$76 por habitante por mes, cifra que para una población de 2.900.000 significa más de 220 millones de pesos mensuales. La solución aquí no es la mera aplicación de una política de recaudación, sino de inversiones, por un lado, y de análisis socio-lógicos, por el otro, para garantizar la viabilidad de las medidas a implementar para racionalizar el uso del agua en la ciudad.

3. La variabilidad espacio-temporal del recurso

Lógicamente, la disponibilidad de agua presenta una distribución espacio-temporal muy amplia.

En lo que se refiere a la distribución espacial, nuestra región, si bien es una de las más ricas en agua, incluye también zonas áridas y semiáridas importantes. Tomando a la Argentina como ejemplo, en cuanto salimos de la pampa húmeda nos encontramos con que la mayoría del territorio tiene déficits hídricos. La gestión del agua en estas regiones es crucial para un correcto uso del recurso escaso. El método tradicional de riego, por inundación, puede conducir a que se evapore el 40% del agua extraída (desde arroyos, lagos, embalses o acuíferos subterráneos), retirándola por lo tanto del ciclo hidrológico prístino. El método por aspersión mejora el uso del recurso, pero no optimiza el control de la evaporación, que se logra mejor por métodos como el del goteo. Un tema interesante de desarrollo es la automatización del control del riego, así como el uso de energía solar para alimentar los sistemas usados.

Muy relacionado con los temas de uso del recurso del agua en agricultura, se puede mencionar la necesidad de realizar estudios hidrogeológicos para caracterizar la capacidad del sistema del cual se toma el agua, ya sea superficial o subterráneo, para garantizar que el consumo no supere la capacidad de recarga. Íntimamente vinculado está el tema de la alteración de la recarga por los fenómenos asociados al cambio climático.

El uso de agua en minería metalífera y en extracción de combustibles fósiles es un tema que genera mucha controversia, y que por lo tanto necesita demostración de sustentabilidad. Ya se mencionó el consumo de agua en la extracción de *shale oil* o *shale gas* con la tecnología de *fracking*. En el caso de la megaminería metalífera, los riesgos de afectación de glaciares y el consumo excesivo de agua de acuíferos limitados son dos temas que requieren constante atención.

La distribución temporal también conduce a interrogantes y problemas. Sequías e inundaciones son dos extremos que se desean evitar, o por lo menos gestionar. En el caso de inundaciones de cascos urbanos, existe subyacente un serio problema referido a la ocupación del territorio: las ciudades han crecido de manera poco o nada planificada, y han invadido terrenos inundables. La impermeabilización del suelo por los edificios y la carpeta asfáltica conduce a escurrimientos superficiales que

producen un agravamiento de la frecuencia e intensidad de las inundaciones urbanas. Lo mismo puede decirse del entubamiento de los arroyos. La construcción de obras hidráulicas sirve para paliar el problema, pero no necesariamente para resolverlo. Se necesita, además de los estudios y obras hidráulicas, el aporte del urbanismo y de las ciencias sociales en general, para gestionar adecuadamente la ocupación territorial. Este tema está estrechamente vinculado con el concepto de ciudades inteligentes.

En estas tierras, el problema vinculado con las sequías afecta muy especialmente la actividad agropecuaria. En regiones muy áridas y densamente pobladas, como gran parte de la península ibérica, puede llegar a afectarse la disponibilidad de agua para consumo humano, y ello requiere muy especialmente de la definición cuidadosa de los derechos del agua. Se intentan también acciones de trasvase entre cuencas, y aquí los temas a estudiar incluyen la hidrogeología, la ingeniería hidráulica y las ciencias sociales. Una de las herramientas para paliar los efectos de la falta de agua sobre el rinde agrícola es el desarrollo de especies vegetales, ya sea por selección o por transgénesis, que resistan mejor el estrés hídrico.

La ingeniería hidráulica es una herramienta muy poderosa para la gestión del agua, por un lado, para la prevención de inundaciones y, por otro, para la generación de electricidad y para el riego.

Los acelerados cambios climáticos indican que es altamente probable que aumenten los eventos meteorológicos extremos, y ello incluye sequías prolongadas e inundaciones severas. El reciente informe del Panel Internacional para el Cambio Climático (IPCC) previene sobre las variaciones que pueden tener lugar en la disponibilidad del agua durante este siglo. Estos cambios incluyen no solo eventos meteorológicos, sino también un importante ascenso del nivel del mar, una acidificación de las aguas oceánicas y una afectación global del ciclo hidrológico por el aumento de energía entregada a la atmósfera. En ese contexto, un área de investigación crucial para la gestión del agua son las acciones tendientes a mitigar el efecto invernadero producido por la liberación de dióxido de carbono y otros gases. Baste consignar aquí que se requerirá una batería de medidas, las cuales contribuyan a la mitigación. Estas medidas incluyen: uso racional de la energía, desarrollo de fuentes de energía primarias que no emitan dióxido de carbono neto (biocombustibles, generación eólica, solar, hidroeléctrica, nuclear), captura del dióxido de carbono. Adicionalmente, se deben desarrollar herramientas para la adaptación a los inevitables cambios que ya están ocurriendo.

4. El nexo agua-energía-alimentos

En el contexto del cambio climático, se ha vuelto cada vez más evidente la existencia de fuertes intervenciones en diversos aspectos de la seguridad ciudadana. Es por eso que se habla del nexo entre provisión de agua, provisión de energía y seguridad alimentaria (WFE nexus, por sus siglas en inglés). El nexo entre agua y energía tiene aristas interesantes. La prolongada sequía en California hizo que en 2015 se estableciera en objetivo de ahorro en el consumo de agua de 25% con respecto a 2013, y prácticamente se logró alcanzar ese valor. En febrero de 2016, por ejemplo, se estimó un ahorro de 377.000 L. Pero lo más notable es el ahorro de energía que acompañó el ahorro de agua (923 MWh). El menor consumo de agua también estuvo asociado con una disminución en la emisión de gases del efecto invernadero de casi 220.000 MT de CO₂, equivalente solo en febrero de 2016. Entre julio y septiembre de 2015, el ahorro de agua fue acompañado de un ahorro de 460 GWh de electricidad, la misma cantidad que la ahorrada por todos los otros programas de eficiencia energética (<https://cwee.shinyapps.io/greengov/>).

La National Science Foundation de EE. UU. ha lanzado la iniciativa “Innovations at the Nexus of Food, Energy and Water Systems” (INFEWS), con un presupuesto de 75 millones de dólares en 2016. El nexo entre agua y energía es, sin duda, un problema importante en el futuro próximo: se requiere cada vez más energía para tratar el agua, y más agua para generar energía. Como ejemplo extremo, el estado de Idaho, en EE. UU., dedica aproximadamente el 40% de todo su consumo eléctrico al tratamiento de aguas. La potabilización por desalación, común en el Medio Oriente, requiere altos consumos de energía. A la inversa, se estima que para activar un pozo en la tecnología de *fracking* se requiere entre 5000 y 30.000 m³ de agua, de la cual solo el 10% regresa (contaminada) a la superficie, y se desconoce el destino del 90% restante.

En lo que al nexo con la producción de alimentos se refiere, Bruce Logan, editor de *Environmental Science and Technology* se preguntaba recientemente:

Si el cambio climático afecta negativamente la producción de alimentos, como se espera a corto y largo plazo, ¿cómo se afectará el consumo de energía? ¿Cómo cambiará la producción de alimentos en Estados Unidos y en el mundo en

respuesta a estas cuestiones de agua y energía? Y ¿cuáles serán los impactos ambientales de estos cambios?³

Argentina es el octavo productor de alimentos del mundo y, como se dijo, extensas regiones del país son semiáridas. No podemos menos que advertir la relevancia en nuestro país de las preguntas que suscita Bruce Logan.

El Belmont Forum, que está formado por las agencias financiadoras de investigaciones sobre el cambio climático, también ha lanzado una convocatoria alrededor del “WFE nexus”. Argentina está ingresando al Belmont Forum a través de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT).

5. La gobernanza del agua

La figura 3 muestra la variedad de temas que deben mejorarse para lograr una gobernanza del agua acorde con los problemas que plantea el actual uso del recurso. Puede advertirse que los huecos (*gaps*) identificados se refieren esencialmente a temas políticos, económicos y legales.

En el fondo, la gobernanza debe garantizar la seguridad del agua, definida en el Second World Water Forum (La Haya): La seguridad del agua involucra su uso sostenible y la protección de los sistemas hídricos, la protección contra riesgos hídricos (inundaciones y sequías), el desarrollo sostenible de los recursos hídricos y la protección de (el acceso a) las funciones y servicios del agua para los seres humanos y el ambiente.

Está claro, entonces, que los aspectos de la gobernanza del agua que se muestran en la figura 3 cobran importancia en buena medida por la incerteza sobre cómo se comportarán los sistemas acuáticos naturales en condiciones de cambio climático. Se debe garantizar la seguridad de provisión de agua en condiciones cambiantes y difíciles de predecir. Esas condiciones no se refieren solo al cambio climático, sino también al cambio global, que involucra los cambios en los paradigmas de producción

³ “If climate change adversely impacts food production, as is expected in the near and long term, how will energy consumption be affected? How will food production across the United States, and the world change in response to these water and energy issues? And what will be the environmental impacts of these changes?”.

agropecuaria e industrial, la explotación minera y la degradación de sistemas hídricos superficiales por contaminación.



Figura 3. El enfoque multinivel para la gobernanza del agua de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) con identificación y diagnóstico de los huecos de gestión y herramientas para resolverlos. Fuente: Adaptado de OECD. *Water Governance Programme*, <http://www.oecd.org/cfe/regional-policy/OECD-Programme-water-governance.pdf>.

6. La educación

El problema básico está relacionado con los hábitos de consumo de una población mundial superior a 7000 millones de habitantes. La educación, no ya ambiental, sino educación a secas, que comienza en la escuela primaria (por no decir en el jardín de infantes) es crucial para una adecuada gestión del agua. Nuestro planeta no contiene tanta agua como a veces se dice. Es cierto que en la llamada zona crítica, esa delgada capa de cebolla de no más de 20 km de espesor a la cual tiene acceso el hombre, hay una alta fracción de agua. Sin embargo, las extracciones de agua que hace el hombre han alcanzado un nivel preocupante, ya que una vez usada, el agua vuelve contaminada y desviada de su devenir natural. Para frenar el derroche del recurso por el hombre se requiere críticamente de la ilustración de todos los ciudadanos del mundo. En su nivel más sencillo, la educación

permite el uso racional del recurso; los problemas de la dimensión educativa de la cuestión del agua son, sin embargo, mucho más globales y se pueden resumir hablando de la educación para la convivencia, en democracia y en un mundo altamente poblado, donde los que más tienen son los que también más responsabilidades tienen.

Bibliografía

Academias Nacionales de Ciencias Económicas, Ingeniería y Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la República Argentina (2010). *La Cuestión del agua: consideraciones sobre el estado de situación de los recursos hídricos de la Argentina*, Buenos Aires, ANCEFN.

Blesa, M. A. y Sánchez Cabrero, B. (2004). *Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea*. Madrid, CIEMAT.

Depetris, P. J. (2014). “Medio siglo investigando la zona crítica”, *Ciencia e Investigación*, vol. 2, nº 3, pp. 31-46.

Litter, M. (2005). “Tecnologías avanzadas de oxidación: tecnologías solares”, en Blesa, M. A. y Blanco Gálvez, J. (eds.): *Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Buenos Aires, UNSAM.

Liu, H., Ramnarayanan, R. y Logan, B. (2004). “Production of Electricity during Wastewater Treatment Using a Single Chamber Microbial Fuel Cell”, *Environmental Science and Technology*, vol. 38, nº 7, pp. 2281-2285.

OECD-Organisation for Economic Co-operation and Development (2015). *OECD Principles in Water Governance*. Disponible en: <http://www.oecd.org/gov/regional-policy/OECD-Principles-on-Water-Governance-brochure.pdf>.

Paulino, C. et al. (2010). “La contaminación biológica del agua y la desinfección solar”, *Ciencia e Investigación*, vol. 60, nº 4, pp. 12-29.

Shiklomanov, I. (1993). “World fresh water resources”, en Gleick, Peter H. (ed.): *1993, Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York, Oxford University Press. Disponible en: <http://water.usgs.gov/edu/watercycle.html>.

Stocker, T. F. et al. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press. Disponible en: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>.

UNESCO-United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2014). *The United Nations World Report 2014*. Disponible en: <http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002257/225741E.pdf>.

Vidic, R. D. et al. (2013). "Impact of shale gas development on regional water quality", *Science* 340, pp. 826-835.

Sitios web

http://www.aysa.com.ar/Media/archivos/448/INFO_Uso_Racional.pdf

<http://www.iagua.es/noticias/economia/13/12/11/estudio-aeas-aga-2013-%C2%BFque-precio-pagan-los-usuarios-del-servicio-del-ciclo-integral-de-agua-en-espa-ESPACIOS>

<https://cwee.shinyapps.io/greengov/>

RESUMEN

El agua se encuentra íntimamente relacionada al desarrollo y a la salud de la población. En Latinoamérica, pese a los avances evidenciados, aún muestra deficiencias relevantes en cuanto a los medios de saneamiento y a la disponibilidad de servicios de agua potable. En efecto, 65 millones de habitantes rurales no tienen acceso al agua potable, mientras que el 85% de la población urbana posee acceso a fuentes mejoradas de agua potable. El 20% de la población latinoamericana no posee saneamiento. En el mismo sentido, se observa que en aquellos países en los cuales existe un menor poder adquisitivo, mayor vulnerabilidad alimenticia y mayor índice de mortalidad infantil, el porcentaje de acceso al agua potable es menor. Por otra parte, además de la cantidad de agua utilizada, que en relación al uso doméstico resulta heterogénea entre distintas ciudades de la región, es esencial atender a la calidad del agua, que puede verse afectada por contaminación microbiológica y/o química, y por la cual se han reportado índices alarmantes de mortalidad asociados a enfermedades hídricas. Para los próximos cincuenta años, las previsiones señalan un importante aumento de la población en la región, que traerá aparejado una mayor demanda de agua y de los servicios asociados a dicho recurso. Los temas pendientes que requieren respuesta se encuentran asociados a la equidad, la calidad del servicio, la sostenibilidad y la eficiencia. El sector científico tecnológico puede contribuir decisivamente a resolver los desafíos pendientes.

Palabras clave: *Agua, saneamiento, calidad, Latinoamérica, desafíos.*

ABSTRACT

Water is closely related to the development and health of the population. Latin America, despite the advances highlighted, still shows deficiencies in sanitation facilities and the availability of drinking water services. 20% of Latin American population does not have sanitation services; 65 million of rural inhabitants do not have access to improved sources of drinking water, while only 85% of the urban population has access to the same. It is observed that in those countries that have less purchasing power, greater food vulnerability, minor hope of life, and higher child mortality rate, are those that have lower percentage of access to drinking water. On the other hand, in addition to the amount of water used, the domestic use of the same is heterogeneous among different cities of the region. It is essential to address water quality, which can be affected by microbiological and / or chemical contamination, and for which alarming high mortality rates associated with water diseases have been reported. For the next fifty years, the forecasts point to a significant increase in the population in the region that will lead to a greater demand for water and the services associated with this resource. The outstanding issues requiring response are associated with equity, quality of service, sustainability and efficiency. The scientific and technological sector could contribute decisively to resolve the issues raised and the challenges still ahead.

Key words: *Water, sanitation, quality, Latin America, challenges.*

El agua en Latinoamérica¹

Alicia Fernández Cirelli²



1. Introducción

El agua se encuentra íntimamente relacionada al desarrollo y a la salud de la población. Latinoamérica es una de las regiones del mundo donde los recursos hídricos están en un porcentaje mayor en relación al de la población, sin embargo debido a deficiencias en la implementación de servicios de abastecimiento de agua segura y de saneamiento, aún hay muchas problemáticas que resolver. Esto, sumado a la heterogeneidad de la distribución de los recursos y de la población (la cual particularmente habita las ciudades), la pobreza, la diversidad cultural, el desarrollo dispar de los países latinoamericanos, las estimaciones demográficas y los futuros escenarios ambientales, hace que la gestión del agua sea un desafío aun en el siglo XXI.

En este trabajo se presenta una revisión del panorama latinoamericano en relación a la disponibilidad de servicios de agua potable y saneamiento, y su relación con la salud de la población. Por otro lado se plantean diferentes ejemplos de deterioro de la calidad de agua en la región producto de la contaminación microbiológica y/o química, las cuales están asociadas a enfermedades hídricas. Además el artículo plantea algunos temas pendientes que

1 Agradezco a Alejandra Volpedo, Carlos Ojeda y Matías Muñoz por su contribución a este trabajo.

2 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA), Argentina. afcirelli@fvet.uba.ar.

requieren respuesta y los cuales están asociados a la equidad, la calidad del servicio, la sostenibilidad y la eficiencia; así como al rol clave que posee el sector científico-tecnológico en la resolución de problemas concretos de la región.

2. Panorama general del agua de consumo humano en Latinoamérica

El 70% del planeta está cubierto por agua, pero el 97,5% es agua salada, solo el 2,5% es agua dulce. La mayor concentración de agua dulce se encuentra congelada en los casquetes polares y en las capas subterráneas, donde es almacenada hasta los 1000 m de profundidad; solo el 0,4% del agua fácilmente accesible proviene de lagos y ríos.

La disponibilidad de recursos hídricos en el mundo es heterogénea, siendo el continente americano el único donde los recursos hídricos están en un porcentaje mayor en relación al de la población. Latinoamérica cuenta con el 6% de la población mundial, el 12% del territorio mundial y un tercio del agua. Los recursos hídricos de la región son unos de los más importantes del mundo, tanto los subterráneos (por ejemplo, el acuífero Guaraní) o los superficiales, como las cuencas del Amazonas, el Orinoco y la cuenca del Plata.

En Latinoamérica y el Caribe, la población actual (625 millones de personas) es el doble de la registrada en 1975 (316 millones de personas), y el 75% de las mismas habitan en ciudades. En relación con el acceso al agua potable, 65 millones de habitantes rurales no tienen agua potable, mientras que el 85% de la población urbana posee acceso a las fuentes mejoradas de agua potable. Sin embargo, el porcentaje de población que accede al saneamiento es menor en los países que los que acceden al agua potable, siendo del 30% en Haití y de casi el 90% en Uruguay [1]. En general, los países que tienen menor poder adquisitivo, un mayor porcentaje de vulnerabilidad alimenticia, una menor esperanza de vida y una mayor mortalidad infantil son aquellos que poseen un menor porcentaje de acceso al agua potable [2]. Esto también está reflejado en la relación que existe entre el índice de desarrollo humano (IDH), que incluye la esperanza de vida, la tasa de alfabetización y el producto interno bruto (PIB) per cápita, y el porcentaje de saneamiento. Los países con mayor IDH en Latinoamérica son aquellos que poseen un mayor porcentaje de saneamiento (figura 1).

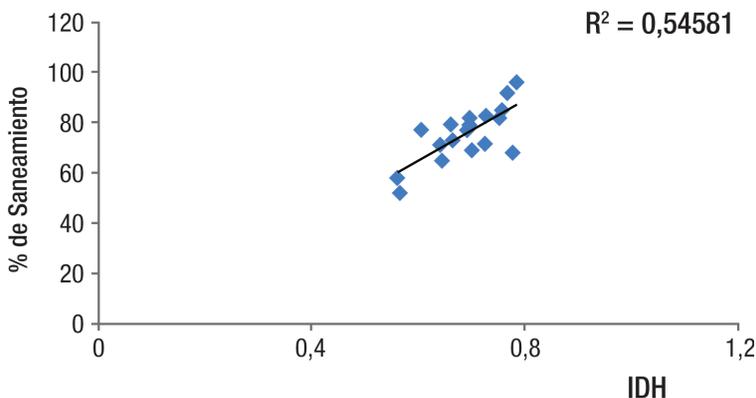


Figura 1. Relación entre el índice de desarrollo humano de los países latinoamericanos y % de saneamiento. Elaboración propia. Fuentes: *Informe sobre desarrollo humano* (PNUD, 2015); *Estudio Económico de América Latina y el Caribe 2015: desafíos para impulsar el ciclo de inversión con miras a reactivar el crecimiento* (NU. CEPAL, 2015).

El agua es utilizada a nivel mundial principalmente por el sector agropecuario (75%). Latinoamérica sigue la misma tendencia, siendo el sector agropecuario el que utiliza mayormente el recurso, seguido por el uso doméstico y posteriormente por el industrial. El uso doméstico del agua es heterogéneo en las ciudades latinoamericanas; por ejemplo, en Buenos Aires, los habitantes utilizan un promedio de 600 l/día, mientras que en Bogotá el promedio es de 76 l/día.

El agua está estrechamente ligada a la salud de la población. En Latinoamérica y el Caribe, 40 millones de personas no poseen agua de consumo segura. Así mismo, desde la década de 1990 el saneamiento ha mejorado en la región, si se comparan los datos de aguas de fuentes mejoradas reportados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), se ve un incremento de aguas potables entubadas con control sanitario certificado contrastado con el resto del mundo.

En relación al saneamiento, 117 millones de latinoamericanos (20%) no poseen saneamiento, si bien la situación ha mejorado en las últimas décadas con respecto a otras regiones del mundo, como el sudeste asiático y África subsahariana.

La calidad de agua es afectada por contaminación microbiológica y química, ya sea de contaminantes inorgánicos u orgánicos. En relación con la contaminación microbiológica, en Latinoamérica y el Caribe, la OMS estimó que el número de

muerres por causas relacionadas con agua y saneamiento fue de 95.000 personas en el 2004, siendo más del 50% de estas muertes generadas por diarrea. La diarrea constituye el problema de salud pública más importante a nivel mundial provocado por las deficiencias en acceso al agua potable y al saneamiento. En Latinoamérica se reportan 150.000 muertes por enfermedades hídricas, 855 son niños menores de 5 años. La OMS [3] informó la existencia de enfermedades, como el cólera, el dengue, la malaria y el zika, como relevantes en la región, especialmente en los países con un porcentaje menor de saneamiento.

En Latinoamérica, en relación a la contaminación química, reviste especial interés el caso del arsénico (As), un compuesto inorgánico de origen natural que se encuentra tanto en agua subterránea como superficial.

La ingestión prolongada de agua que contenga sales de arsénico por la población produce el hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE). En Argentina, se estima que la población expuesta al consumo de agua con elevado contenido de As es de 4 millones de habitantes [4].

Las proyecciones demográficas que se han realizado [5] indican para los próximos 50 años, un aumento moderado de la población en América del Norte, mientras que en América del Sur este aumento será mayor siendo máximo en algunos países como Bolivia, Colombia, Ecuador, Paraguay, Perú y Venezuela. Haciendo foco en Latinoamérica, para el año 2025 la población estimada será de aproximadamente 700 millones de personas, de las cuales la mayoría (550 millones) habitará las ciudades, manteniéndose la población rural en 100 millones de personas. Estas proyecciones muestran un estancamiento en la población rural, la cual se mantendrá relativamente constante alcanzando para el 2025 un poco más de 100 millones. En cambio, la población urbana tendrá un aumento sostenido. En ese mismo año, la población en edad activa (20 a 64) alcanzará su máximo en términos porcentuales y representará casi 60% del total. Hacia el año 2030, el consumo de la población mayor de 65 años superará por primera vez al de los menores de 20 años en Cuba y Chile y, hacia 2045, en Colombia, Brasil y México. En 2060, este fenómeno denominado “economías envejecidas” se habrá extendido a toda la región, con la excepción de Bolivia, Paraguay y algunos países del Caribe, según se ha informado.

Ambientalmente, los cambios previstos en Latinoamérica en relación al cambio climático incluyen el incremento de las

precipitaciones en la cabeceras de la cuenca del Plata, lo que producirá el incremento de las inundaciones aguas abajo, áreas con disminución de precipitaciones (Patagonia, Cuyo, Nordeste de Brasil) y el deshielo de glaciares e hielos continentales [6]. Estos cambios afectarán la disponibilidad del agua y, por ende, también llevarán a impactos en la salud pública por la redistribución de enfermedades asociadas al agua, como el cólera, así también como afectará al sector de generación de energía hidroeléctrica [7].

La Década Internacional del Agua Potable y Saneamiento de las Naciones Unidas, en los años ochenta, fue proclamada por la Conferencia del Agua de las Naciones Unidas (Mar del Plata, 1977). Según el informe del Programa Conjunto OMS/UNICEF del Programa Conjunto de Monitoreo (PCM) [8], el 91% de la población mundial utiliza una fuente de agua potable mejorada, un aumento frente al 76% de 1990. El total de personas sin acceso al agua potable mejorada en todo el mundo es de 663 millones. Los países menos adelantados (PMA) no alcanzaron la meta, pero un 42% de la población actual ha logrado acceso al agua potable desde 1990. Hay disparidades entre zonas urbanas y rurales: el 96% de la población mundial urbana utiliza fuentes de agua potable mejoradas, frente al 84% de la población rural. Ocho de cada diez personas aún sin acceso a fuentes de agua potable mejorada viven en zonas rurales. En cuanto al saneamiento, el mismo informe exigía, para alcanzar la meta de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), reducir a la mitad la proporción de la población sin saneamiento básico y, por tanto, ampliar el acceso, que pasaría del 54% al 77% de la población mundial. Esta meta no se ha alcanzado, pero se ha progresado. El 68% de la población mundial utiliza, en la actualidad, una instalación de saneamiento mejorada 9% por debajo de la meta de los ODM. En 2015, se estimaba que 2400 millones de personas en todo el mundo no tenían acceso a instalaciones de saneamiento mejoradas.

En cuanto al panorama del saneamiento en América Latina se puede decir que, salvo excepciones puntuales, se han cumplido las metas ODM y en muchos casos se han superado [1]. Analizando el caso de Argentina, hacia el 2015 la población rural irá en descenso sostenido, al contrario de la urbana, que seguirá en ascenso. Según el censo del año 2010, Argentina tiene 40.117.096 habitantes, de los cuales 32.777.819 de personas poseen agua potable y la mitad de la población posee cloacas [9]. En un estudio de caso realizado en el año 2005 [10] sobre

la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y el Gran Buenos Aires (GBA), analizando parámetros como porcentaje de habitantes con educación universitaria, seguro de salud, densidad poblacional, acceso al agua potable suministrada a través de una red y acceso a un sistema de saneamiento por cloacas, se observó que la población con mayor educación universitaria, mayor cobertura de salud, reunida en áreas de mayor densidad demográfica y con mayor acceso al agua potable de red tenía mayor cobertura de servicio de saneamiento por cloacas. En ese mismo estudio se observó una distinta cobertura en cuanto al sistema de saneamiento cloacal considerando la distribución geográfica de la población del GBA. Los municipios más alejados de la CABA son los menos favorecidos en relación a la cobertura de saneamiento, siendo el denominado “tercer cordón” (los municipios más alejados) los de mayor déficit. La orientación geográfica también influye en el porcentaje de cobertura de saneamiento; las municipalidades del norte del GBA están más favorecidas que las que se encuentran al oeste, y a su vez, Estas últimas tienen una mejor cobertura que las que se ubican al sur de la ciudad. La CABA y el GBA poseían, en 2001, aproximadamente 13 millones de personas, por lo que las plantas de tratamiento de efluentes existentes no poseen la capacidad para tratar la totalidad de los efluentes producidos. En este sentido, es importante aclarar que una cosa es tener cobertura de saneamiento y otra muy diferente es tener la capacidad de tratar ese efluente que se ha canalizado y organizado. La capacidad de tratar los efluentes está muy por debajo de la canalización en un sistema de cañerías cloacales, aunque es cierto que este es el primer paso indispensable y fundamental para poder tratar después ese efluente. Hoy en día se siguen arrojando al Río de la Plata, por el sistema de desagüe y alcantarillado de Berazategui, 25.000 litros por segundo de efluente cloacal. Ríos como el Matanza-Riachuelo o el Reconquista también reciben efluentes sin tratar y desembocan en el mencionado Río de la Plata [10].

Comparando los datos de 2001 con los del censo 2010 correspondientes a los municipios del Gran Buenos Aires, se observa un aumento del 17,5% del porcentaje de viviendas que poseen cloacas. Sin embargo, como en ese período el aumento de la población fue de 14,19%, el incremento verdadero de la cobertura del sistema cloacal sería de 3,31%.

En el presente se ha elaborado el Plan Nacional de Agua y Saneamiento, el cual desarrolla un diagnóstico de la situación

actual, donde se expresa que de los 39,8 millones personas que residirán en áreas urbanas en el año 2015, 87% tendrán acceso al agua por red pública y el 58%, a cloacas. No hay estadísticas confiables respecto del nivel de tratamiento de aguas residuales, sin embargo, algunas fuentes calculan que se encuentra entre el 15 y el 20% de las aguas recolectadas [11].

3. Cuestiones que deben resolverse

En la región, aún hay cuestiones pendientes que han sido evidenciadas [12] y necesitan respuesta, y que están asociadas a la equidad, la calidad del servicio, la sostenibilidad y la eficiencia. Por ejemplo:

- ▶ **Equidad:** ¿Qué proporción de la población no está atendida en absoluto? ¿Cómo se distribuyen las horas del servicio? En las zonas rurales, ¿tienen acceso a pozos o fuentes de diferentes grupos socioeconómicos?

- ▶ **Calidad del servicio:** ¿Cuál es el tipo de acceso a los servicios de abastecimiento? ¿Qué tipo de tecnología se utiliza? ¿Cuál es su eficacia? ¿Qué cantidad de agua utiliza cada persona por día? ¿Qué limpieza y salubridad tiene el agua en el punto de distribución y en el punto de consumo? ¿Cuáles son los parámetros de calidad de agua que más preocupan al consumidor y cómo pueden medirse los progresos realizados en la mejora de esos parámetros?

- ▶ **Sostenibilidad:** ¿Hasta qué punto es sólida la fase física, ambiental, institucional y financiera del abastecimiento de agua? ¿Existen amenazas a corto o mediano plazo a su funcionamiento? ¿Se pueden afrontar los costos de capital y los costos de operación y mantenimiento?

- ▶ **Eficiencia:** ¿Cuál es la eficiencia de los servicios? ¿Qué proporción del tiempo están fuera de servicio los abastecimientos de agua? ¿Para qué fracción de la población? ¿Es predecible el tiempo sin servicio? ¿Pueden los consumidores planificar sus actividades en torno a él? En los sistemas canalizados, ¿cuáles son las cantidades de pérdidas?

El objetivo final es promover un consumo sustentable del agua, basado en la planificación a largo plazo de los recursos hídricos disponibles, contribuyendo, de esta forma, a garantizar un suministro de agua cualitativa y cuantitativamente apropiado para el desarrollo.

4. Desafíos para el sector científico-tecnológico

El sector científico-tecnológico puede contribuir en muchos aspectos a resolver algunas de las cuestiones pendientes en relación con la gestión integrada del agua.

Los temas básicos en los que el sector científico-tecnológico puede aportar son la sanidad y el ambiente, ya que todos los otros aspectos pueden incluirse en ellos.

Si bien existen innumerables posibilidades de investigación en relación con el medioambiente hídrico y la salud, se pueden considerar como más relevantes:

- ▶ Los componentes químicos (incluidas las toxinas de algas) presentes en aguas que afectan la salud. Estudios sobre su eliminación y su determinación.

- ▶ Los patógenos emergentes y reemergentes. Estudios sobre su detección y remoción.

- ▶ Los riesgos sanitarios derivados de los procesos utilizados en el tratamiento de agua (potabilización y tratamiento de aguas residuales).

- ▶ Los riesgos sanitarios derivados de la reutilización de aguas depuradas. Estudios sobre patógenos (epidemiológicos) y toxicológicos, con resultados a corto y largo plazo

- ▶ La relación entre el agua y los alimentos. El agua como transportador de contaminantes a la cadena agroalimentaria.

- ▶ La detracción de caudales más allá de los límites convencionales en cada ecosistema.

- ▶ La afectación de la calidad del agua y su efecto en el ecosistema.

- ▶ Modelos climáticos que permitan una menor incertidumbre en el corto plazo, para poder determinar vulnerabilidades y diseñar estrategias de adaptación.

- ▶ Nuevas tecnologías en relación a la utilización de los recursos hídricos como generadores de energías alternativas, por ejemplo, mareomotriz.

- ▶ Nuevas tecnologías en ingeniería hidráulica y desarrollo de nuevos materiales para aumentar la eficiencia y reducir el desgaste en represas hidroeléctricas.

- ▶ Los instrumentos legales que permitan garantizar los aspectos sanitarios y ecológicos que puedan ser de aplicación efectiva por la correcta información brindada a la sociedad y su sustentabilidad económica.

Muchas de estas líneas de investigación se están iniciando en diferentes centros de investigación, tanto nacionales como regionales, las cuales articulando esfuerzos mediante la integración de redes podrán generar herramientas para responder algunas de las necesidades de la región. Del compromiso de todos los actores sociales dependerá que estos logros científico-tecnológicos se fortalezcan y sean disponibles para la sociedad en su conjunto.

Bibliografía

[1] **Banco Interamericano de Desarrollo (BID)** (2016). *Quincuagésima Séptima Reunión Anual de la Asamblea de Gobernadores del Banco Interamericano de Desarrollo y Trigésima Primera Reunión Anual de la Asamblea de Gobernadores de la Corporación Interamericana de Inversiones*, del 7 a 10 de abril, Bahamas.

[2] **Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)** (2015). *Estudio Económico de América Latina y el Caribe 2015: desafíos para impulsar el ciclo de inversión con miras a reactivar el crecimiento*. Santiago de Chile, Naciones Unidas.

[3] **Organización Mundial de la Salud** (2016). www.who.int/es (accedido en octubre de 2016).

[4] **Fernandez Cirelli, A. y Pérez Carrera, C.** (2014). “Arsenic and trace element concentration in surface water and agricultural soils in the southeast of Cordoba province, Argentina”, en Litter et al. (eds.): *One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin América*. London, Taylor & Francis.

[5] **Lutz, W.; Sanderson, W. y Scherbov, S.** (2008). “The coming acceleration of global population ageing”, *Nature*, 451(7179), pp. 716-719.

[6] **Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC)** (2015). WMO UNEP. <http://www.ipcc.ch> (accedido en noviembre de 2017).

[7] **World Energy Council** (2010). *Reporte 2010*. https://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2012/09/ser_2010_report_1.pdf (accedido en octubre de 2016).

[8] **Informe del Programa Conjunto UMC/UNICEF del Programa Conjunto de Monitoreo (PCM)** (2015). *Organización Mundial de la Salud (OMS) Informe 2015 del PCM: datos esenciales*.

[9] **Instituto Nacional de Estadística y Censo (INDEC)** (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010*.

[10] Fernández Cirelli, A. y Ojeda, C. (2008). “Waste water management in Greater Buenos Aires, Argentina”, *Desalination* 218, pp. 52-61.

[11] Plan Nacional de Agua y Saneamiento (2017). https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/interior_agua_plan_agua_saneamiento.pdf (accedido en noviembre de 2017).

[12] Fernández Cirelli, A. y Du Mortier, C. (2005). “Evaluación de la calidad del agua para consumo humano en Latinoamérica”, en Blesa, M. A. y Blanco Galvez, J. (eds.): *Solar Safe Water. Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Buenos Aires, UNSAM.

RESUMEN

Este artículo tiene por objeto describir el estado actual de los servicios urbanos de agua y cloaca por red en la Argentina y plantear cuáles son los desafíos futuros. Para lo cual también se analiza la situación actual y desafíos de los países de la región para el cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6, “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”.

En América Latina y el Caribe, la población urbana representa el 81,1%, y para el 2030 esa proporción alcanzaría el 84,1%. Este crecimiento demográfico, combinado con la concentración poblacional en áreas urbanas, requiere que la infraestructura urbana crezca a una tasa superior para atender esta demanda creciente e incorporar a quienes a la fecha no cuentan con los servicios de agua y cloacas. Al analizar la situación actual del sector en la Argentina sobresalen los déficits de cobertura: 13% de la población no tiene acceso a agua por red pública y el 42% a cloacas. Por otro lado, respecto a la organización sectorial, se destacan la pluralidad de prestadores, la falta de información sistematizada y la disparidad respecto de los niveles de desempeño alcanzados por los distintos operadores.

En este contexto, se analiza el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento formulado por el Gobierno nacional en 2016, que marca los lineamientos futuros y establece como objetivo principal alcanzar la cobertura de agua al 100% y lograr un 75% de cobertura de cloaca en las áreas urbanas del país.

Palabras clave: *Agua potable; saneamiento; Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento; Objetivo de Desarrollo Sostenible; Argentina.*

ABSTRACT

The aim of this article is to describe the current state of urban water and sewerage supply in Argentina and to discuss the future challenges for the water and sanitation sector. For a better understanding of the topic, Latin America countries current situation and challenges are described, taking into account the fulfillment of the Sustainable Development Goals 6 “Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all”.

In Latin America and the Caribbean, urban population represents 81.1% of region’s total population and by 2030 that figure will reach 84.1%. This population growth and its concentration in urban areas requires for urban infrastructure to grow at a higher rate to meet this growing demand and incorporate those who do not have water and sewer services.

Analyzing the current situation of the water and sanitation sector in Argentina, coverage deficits stand out: 13% of the population do not have access to water network and 42% to sewers. On the other hand, sector’s organization highlights the plurality of kind of utilities, the lack of systematized information and the disparity related to the performance achieved by the different operators.

In this context, it is important to analyze the National Drinking Water and Sanitation Plan, formulated by the National Government in 2016, which presents the future guidelines and whose main goal is to reach by 2019 in urban areas 100% water coverage and 75% of sewer coverage.

Key words: *Drinking water; sanitation; National Drinking Water and Sanitation Plan; Sustainable Development Goals; Argentina.*

Los servicios urbanos de agua potable y saneamiento en Argentina. Estado actual y desafíos

Emilio J. Lentini¹
Federica Brenner²
Augusto Mercadier³



1. Introducción

De acuerdo con las proyecciones del Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas-División de Población para el año 2015 (Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de las Naciones Unidas, 2015), se estima que el 54% de la población mundial está asentada en las áreas urbanas. Sin embargo, para el caso de América Latina y el Caribe, la población urbana representa el 81,1% del total de la región. Esto implica que, del total de 601 millones de habitantes, 488 millones viven en zonas urbanas. Según las proyecciones de población, la tendencia hacia la concentración urbana continuará en los próximos años, y para el año 2030 esa proporción alcanzaría el 84,1%.

A su vez, dentro de la región, la población de los centros urbanos de más de 300.000 habitantes representa el 60% de la población urbana, y equivale al 48,7% de la población total de la región. Para el año 2030, se estima que los centros urbanos con más de 300.000 habitantes concentrarán el 51,1% de la población de la región.

1 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (Instituto UBA)/Gestión Ambiental Metropolitana (FADU/UBA), Argentina. ejlentini@yahoo.com.ar.

2 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA), Argentina. federica.brenner@gmail.com.

3 Universidad Nacional de La Plata/Ente Regulador de Agua y Saneamiento (ERAS), Argentina. amercadier@econo.unlp.edu.ar.

Este crecimiento demográfico, combinado con la concentración poblacional en áreas urbanas, requiere que la infraestructura urbana crezca al menos a una tasa igual a la que aumenta la población urbana para no generar un déficit en la provisión de los servicios que ofrece la infraestructura. En los casos en los que ese déficit ya existe, la tasa de crecimiento necesariamente deberá ser superior, ya que al crecimiento poblacional debe agregarse la reducción del déficit actual.

Esto constituye uno de los grandes desafíos que enfrentan los países de la región, ya que demandan soluciones integradoras del corto y largo plazo, a las que suelen agregarse necesidades relacionadas con la calidad de los servicios. Este desafío es de especial importancia en el sector de agua y saneamiento en Argentina.

Asimismo, debe tenerse presente que la expansión de la red de agua potable y desagües cloacales presenta múltiples externalidades positivas vinculadas a la salud y calidad de vida de la población, la economía de las familias, el desarrollo económico de los países y el cuidado del medio ambiente. Es importante remarcar que son los hogares de menores ingresos los que en mayor proporción carecen de los servicios de agua potable y cloaca. En consecuencia, las acciones tendientes a la universalización de estos servicios básicos tienen un carácter progresivo y colaboran en la disminución de las desigualdades hoy existentes.

El presente documento busca dimensionar el desafío del sector de agua y saneamiento en Argentina poniéndolo en la perspectiva de América Latina, haciendo especial énfasis en el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento, formulado por el Gobierno nacional en febrero de 2016, como puente entre las necesidades del servicio y su provisión.

2. Situación actual y desafíos: América Latina y Argentina

2.1. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible y la situación y desafíos en América Latina

La Organización de las Naciones Unidas reconoce la importancia y complejidad de esta problemática socioeconómica introduciéndola dentro de la Agenda de Desarrollo Sostenible 2030. Esta agenda representa el plan de acción global tendiente a la eliminación de la pobreza y la desigualdad, promoviendo la

prosperidad conjuntamente con la protección del planeta. Específicamente, dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), el Objetivo 6 plantea el desafío de “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos” en el año 2030.

Estas consideraciones sobre el crecimiento de la población urbana resultan de importancia y deben ser consideradas a la hora de evaluar las acciones tendientes al cumplimiento de este ODS. Entre las metas definidas para el ODS 6 se encuentra alcanzar, en el 2030, el acceso universal y equitativo a los servicios de agua y saneamiento (metas 6.1 y 6.2). Para cumplir tal meta, no solo habrá que reducir la brecha actual existente y brindar el servicio a aquellos que hoy no tienen acceso, sino también contemplar el crecimiento poblacional que tendrán los grandes centros urbanos y su consecuente mayor demanda por los servicios de agua y cloaca.

Además, el ODS 6 presenta desafíos adicionales para los prestadores del sector asociados a mejorar el nivel de calidad de la prestación, reducir la contaminación y las aguas residuales no tratadas, como así también incrementar el proceso de reúso de aguas grises (meta 6.3) y aumentar la utilización eficiente de los recursos hídricos asegurando la sostenibilidad del proceso de extracción y abastecimiento (meta 6.4).

En un estudio realizado por Lentini (2015) en base a la información de 66 operadores que abarcan una población de 183.000.000 de habitantes y que representan el 62,5% de la población total de los aglomerados urbanos de más de 300.000 habitantes de América Latina y el Caribe, la situación actual del sector en la región se puede ver reflejada en los siguientes indicadores de desempeño:

- ▶ La cobertura de agua potable por red alcanza un 91,5%, si se considera el promedio de la muestra. Esta media disimula algunas disparidades dentro de cada país, como ser la existencia de algunos operadores que registran niveles sensiblemente inferiores de entre 67% y 79% de cobertura.

- ▶ En cuanto a la cobertura de desagües cloacales por red, el desempeño de los operadores es heterogéneo. Si bien el promedio es de 76,8%, los valores mínimos por país oscilan entre 9% y 92%, mientras que los valores máximos varían entre el 34% y 100%.

- ▶ El valor para el promedio de la muestra para tratamiento de las aguas residuales es del 73,4%. El estudio aclara que este

resultado comprende datos correspondientes a una reducida cantidad de operadores, donde se incluyen aquellos que presentan los mejores registros. En algunos casos no se produce tratamiento alguno, y en otros, se registran valores del orden del 12%. Según estimaciones correspondientes a la población total de la región, el nivel de tratamiento es de aproximadamente un 28%.

De esta forma, alcanzar todas las metas de la Agenda 2030 para la región implica un gran desafío económico: el financiamiento de las inversiones necesarias para alcanzar las metas de cobertura de agua y cloaca al 2030 ascienden a USD 50.800 millones⁴ (Lentini, 2015), a los cuales deben adicionarse USD 29.700 millones para alcanzar la meta vinculada al tratamiento de aguas residuales. Asimismo, esta fuerte inversión deberá contar con un marco legal e institucional adecuado que contemple mecanismos de participación ciudadana a fin de fortalecer la gobernanza del sector; como así también sistemas de información y planificación eficaces, y el diseño apropiado de un régimen tarifario y régimen de subsidios.

2.2. La situación actual en Argentina

En Argentina, el 91% de la población vive en zonas urbanas y, a su vez, el 52% de este porcentaje vive en 8 aglomerados urbanos de más de 500.000 habitantes y el 35% lo hace en el Área Metropolitana de la Ciudad de Buenos Aires.

Con relación al sector de agua y saneamiento de Argentina, se estima que de los 39,8 millones de habitantes que residen en áreas urbanas solo el 87% tiene acceso al agua por red pública y el 58%, a cloacas. El Área Metropolitana de Buenos Aires concentra una gran parte de los habitantes sin servicio y, paralelamente, se caracteriza también por presentar las mayores brechas de cobertura. Mientras que la Ciudad de Buenos Aires presenta coberturas del 99% para ambos servicios, la cobertura de agua por red en el Gran Buenos Aires es del 76,6% y del 38% en lo que respecta al servicio de cloaca por red. En cuanto al nivel de tratamiento de aguas residuales, no hay información disponible, y se estima que representa entre el 15% y 20% de las aguas recolectadas (Lentini y García Larumbe, 2016).

⁴ El costo promedio de esta estimación está calculado para lograr la universalización mediante "servicios mejorados" de acuerdo con la definición del Programa Conjunto de Vigilancia del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento (JMP, por sus siglas en inglés) de la UNICEF-OMS (2016), que no implica conexión por red para la totalidad de la población.

De esta forma, la distribución de la población urbana y el crecimiento concentrado en los grandes centros urbanos, como así también las diferencias en la organización institucional del sector –la cual se presenta a continuación–, obligan a que las políticas tendientes a la universalización del servicio deban considerar esta diversidad de realidades y adaptarse a las mismas.

La descentralización que tuvo lugar en la década de 1980 llevó a que los gobiernos provinciales obtengan la titularidad del servicio, en particular de los que abastecen a las ciudades más grandes, y sean la autoridad de aplicación de las normas y reglamentaciones de los servicios de agua potable y cloaca dentro de sus respectivos territorios. Esto devino en una pluralidad de situaciones, coexistiendo en el país prestadores de distintas escalas con jurisdicción provincial o municipal, de prestación directa u organizadas bajo distintas formas societarias, siendo de capital público o privado, y además pudiendo estar o no bajo el control de entes reguladores.

Se estima que en el país existen alrededor de 1800 prestadores de servicios de agua y cloaca. En la mayor parte de las provincias, los operadores principales son empresas organizadas como sociedades anónimas cuyo capital mayoritario se encuentra en poder del Estado –nacional, en el caso de Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA), y provincial en el resto de los casos), y en cuatro provincias –Córdoba (agua), Corrientes, Misiones y Santiago del Estero– la prestación continúa en mano de empresas privadas. Asimismo, la prestación en los centros urbanos de las provincias se completa con operadores de jurisdicción municipal organizados como empresas del Estado o comerciales, entes autónomos, dependencias de la administración o cooperativas de usuarios.

La gestión de los servicios de agua y cloaca depende de la disponibilidad del recurso hídrico (superficial y subterráneo), la geografía sobre la cual hay que transportar el recurso, el tamaño y la dispersión de la demanda y los requisitos en materia de calidad exigidos por las normas de cada jurisdicción. A su vez, las características y participación del activo fijo en la estructura de costos así como la antigüedad del mismo hacen que estos servicios tengan características de monopolio natural y que no exista una tecnología única de producción, por lo que, a diferencia de otras industrias, más que generar un producto, se trata de transformar el recurso y distribuirlo en el espacio.

De aquí que el análisis comparativo o *benchmarking* resulta una herramienta de gran utilidad a la hora de evaluar la gestión de los operadores y detectar las mejores prácticas.

En un análisis comparativo preliminar, los valores extremos podrían estar indicando prácticas ineficientes o deficiencias en el servicio. A manera de ejemplo, si se analizan los niveles de consumo y se encuentran valores elevados, estos podrían asociarse a altos niveles de derroche del recurso; mientras que si los valores obtenidos para un operador son demasiado bajos en comparación con otros, podrían indicar problemas en la continuidad del servicio. De forma semejante, un número elevado de personal por conexiones podría entenderse como bajos niveles de productividad y, por lo tanto, ineficiente. En contraposición, bajos valores podrían implicar que la cantidad de personal es insuficiente para el correcto funcionamiento del servicio.

Lentini y Larumbe (2016) recopilaron datos sobre la gestión de 12 prestadores⁵ del servicio de distintas provincias y elaboraron una serie de indicadores de gestión que permiten conocer su desempeño. A continuación, se presenta una síntesis de los principales resultados e interpretaciones, enriquecidos con la comparación con el desempeño de importantes prestadores de América Latina (Lentini, 2015).

► Cobertura de agua. La cobertura de agua por red asociada a la totalidad de los operadores de la muestra es del 93%. Mientras que un único operador registra una cobertura del 73%, son varios los casos donde el acceso es casi universal (99%). En términos generales, estos guarismos se encuentran en línea con los de la región (media 91% con un rango entre 67% y 100%). Respecto de la región cabe destacar que en Chile, a la que se le atribuye las mejores prácticas regulatorias, la cobertura de agua por red es del 99%.

► Cobertura de cloaca. El 65% de la población residente en las áreas de prestación de estas 12 empresas cuenta con el servicio de desagües cloacales. El rango de cobertura es amplio, dado que va desde 34% al 100%, dejando en evidencia las

5 Datos correspondientes a los años 2013 a 2015 según prestador. Prestadores provinciales o regionales incluidos: Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (Área Metropolitana de Buenos Aires); Aguas Santafercinas S.A.; Aguas Cordobesas S.A.; Aguas Mendocinas S.A.; Compañía Salteña de Agua y Saneamiento S.A.; Obras Sanitarias de Mar del Plata S.E. (provincia de Buenos Aires); Aguas de Catamarca S.A.P.E.M.; Cooperativa Eléctrica de Consumo y Vivienda Ltda. de Trelew (Chubut), Servicio de Agua y Mantenimiento-Empresa del Estado Provincial (provincia de Chaco); Sociedad Aguas del Tucumán; Aguas de Santiago S.A. (provincia de Santiago del Estero) y Agua de los Andes (provincia de Jujuy).

disparidades existentes. Para América Latina, la media es del 76,8% encontrándose un caso donde solo el 9% tiene acceso al servicio de desagües cloacales, mientras que el valor máximo es del 99%.

► **Dotación de consumo.** La media es de 318 litros por habitante por día (l/h/d). El consumo mínimo es de 253 l/h/d, mientras que el máximo valor es de 397 l/h/d. Al comparar con valores para América Latina, se observa que la media argentina duplica el promedio regional, que es de 159 l/h/d, asociado a un rango de dispersión de los datos que va del 50 a 362 l/h/d. Asimismo, cabe destacar que en Santiago de Chile, Lima y Bogotá los consumos per cápita se han ido reduciendo de forma significativa (alrededor del 30-40%) en las últimas dos décadas.

► **Agua no contabilizada.**⁶ La media nacional de agua no contabilizada se encuentra en el 39%, y el rango de variación de datos va del 17% al 59%. Los valores registrados se encuentran en consonancia con los valores regionales, donde la media es 38% y los extremos mínimo y máximo son 15% y 76%, respectivamente. Los bajos niveles de micromedición de Argentina hacen que el consumo deba ser estimado, y por tanto provoque pérdida de precisión al indicador. Entonces, bajos valores de pérdidas de red podrían deberse a una sobreestimación de los metros cúbicos consumidos por los usuarios.

► **Micromedición.** El promedio para los operadores de la muestra de Argentina es del 29%, y su rango de variación va del 0 a 68%. Contrariamente, en América Latina, el nivel promedio es del 79%, aunque existen operadores que cuentan con solamente 19% de micromedición, en buena parte de los mejores operadores de la región la totalidad de los usuarios son medidos.

► **Productividad del personal.** La cantidad de empleados cada 1000 conexiones oscila entre 1,33 y 5,40, siendo el promedio de 3,31. En cuanto a los niveles consignados para la región, se encuentra que la media nacional coincide con la regional, mientras que el rango de variación varía entre 1 y 7,4.

► **Sostenibilidad financiera.** En promedio, se observa que la cobertura de costos se encuentra en el 90%, y su rango de variación va del 40% al 183%. Puesto que este índice muestra qué porcentaje de los ingresos por facturación cubren los costos

⁶ Corresponde a la cantidad de agua producida que finalmente no llega a los usuarios para su consumo o no se factura (agua no facturada). Las pérdidas producidas en la red pueden ser físicas (roturas de la red) o comerciales (conexiones clandestinas).

operativos, los casos donde este ratio es inferior al 100% indican que la facturación no alcanza a cubrir los costos operativos y que, por lo tanto, se requieren aportes de recursos externos para el sostenimiento del servicio. En el caso de América Latina, el índice regional es del 120%, lo que significa que en promedio los operadores latinoamericanos alcanzan niveles de sostenibilidad financiera, encontrándose casos que logran el 200%.

► **Morosidad.** El promedio para la muestra es 4,28 meses, siendo el mínimo de 1,24 y el máximo 11,05 meses. Dado que este índice refleja el grado de financiamiento a los usuarios por parte del operador, altos niveles de morosidad implican mayores costos para el prestador y atentan contra la sostenibilidad del servicio. Vale señalar que al comparar con el desempeño de 51 operadores de América Latina, se encuentran valores semejantes dado que el índice de morosidad oscila entre 0,1 y 12,8, siendo la media de 3,9 meses.

2.3. Los desafíos en Argentina: el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento

En febrero de 2016 fue formulado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos del Gobierno nacional (2016), el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento (PNAPyS) con el objetivo de solucionar los déficits sectoriales. En el PNAPyS se explicitan las bases de las políticas del sector, como así también se establecen las metas a alcanzar y lineamientos de acción. De esta forma, el Plan es un instrumento base para implementar acciones, diálogos y consensos entre la Nación y las Provincias.

El principal objetivo del PNAPyS es alcanzar la cobertura universal en agua potable y lograr una cobertura del 75% del servicio de cloaca en las áreas urbanas del país.⁷ Esto implica, considerando los déficits existentes y, simultáneamente, el crecimiento poblacional que experimentarán los centros urbanos, la incorporación al servicio de agua de 8,2 millones de habitantes y de 8,9 millones al servicio de desagües cloacales.

Asimismo, de forma complementaria, el Plan presenta, entre sus objetivos: a) incrementar el porcentaje de tratamiento de efluentes cloacales; b) mejorar los servicios en las áreas rurales; c) fomentar los monitoreos de calidad del agua que permitan la

⁷ Corresponde aclarar que la meta supone que en el año 2019 se iniciarán todas las obras necesarias para alcanzar los porcentajes de cobertura establecidos, y no que hayan sido concluidas y habilitadas, lo que sucederá entre dos y tres años con posterioridad a dicho año.

generación y difusión de datos facilitando el control de los niveles de calidad; y d) abordar la problemática del hidroarsenicismo que afecta diversas regiones del país.

Para el cumplimiento de estos objetivos, el Plan contempla el desarrollo de tres líneas de acción principales: a) consolidar la organización institucional del sector; b) promover la sostenibilidad financiera de los prestadores; y c) mejorar el desempeño de los operadores.

En cuanto a la organización del sector, en 2016 se creó la Dirección Nacional de Agua Potable y Saneamiento, en el ámbito de la Subsecretaría de Recursos Hídricos, a fin de ejercer la rectoría y coordinación a nivel nacional del sector mediante la planificación estratégica y articulada con otros actores, como son las provincias, municipios y operadores. Otra función es aquella que corresponde a la programación del plan de inversiones, siendo encargada esta Dirección de la gestión de financiamiento externo y de la administración de las transferencias.

Asimismo, resulta primordial la creación de un sistema de información sectorial, que permita la sistematización de datos para facilitar las tareas de regulación y control, como así también generar indicadores de gestión a fin de poder comparar el desempeño de los prestadores y monitorear los avances del Plan.

Por otra parte, atento a las necesidades de financiamiento que presenta el sector, cobra preponderancia alcanzar niveles tarifarios que progresivamente cubran los costos del servicio basados en medición de los consumos y, simultáneamente, diseñar mecanismos de subsidios focalizados, como ser la tarifa social, que permitan conjugar los objetivos de eficiencia y equidad perseguidos en los regímenes tarifarios. En lo que respecta al financiamiento, deberá contarse tanto con aportes de los gobiernos nacional, provincial y municipal y acceso al financiamiento externo.

La tercera línea de acción radica en mejorar el desempeño de los operadores. Para esto resulta de importancia la realización de programas de mantenimiento preventivo de infraestructura e incrementar la eficiencia en la prestación mediante la reducción de pérdidas físicas y comerciales, la concreción de medidas tendientes a la eficiencia energética, la generalización de la micromedición, mejorar la gestión comercial, la recaudación y la productividad laboral. Asimismo, el incremento de la transparencia y de la participación ciudadana resultan aspectos claves para el fortalecimiento de la gestión de los operadores.

De acuerdo con las proyecciones contenidas en el Plan, el acceso universal para la población urbana al servicio de agua demandará una inversión de USD 8220 millones, mientras que alcanzar la meta del 75% para el servicio de cloacas, requiere de una inversión de USD 13.392 millones. De esta forma, la demanda de inversión total en el sector ronda los USD 21.612 millones, sin considerar las inversiones asociadas al cumplimiento de los otros objetivos contenidos en el Plan nacional.

Para concretar estas inversiones en el período 2016-2022, es necesario que el nivel de ejecución de las inversiones en el sector sea en promedio de USD 3000 millones anuales, previéndose un máximo de USD 5420 millones en el año 2019. Estas cifras representan un 0,7% y 1,2% del PBI, respectivamente, e implican un incremento significativo respecto al desempeño histórico.

Al analizar cuál ha sido la evolución de la inversión en el sector de agua y saneamiento desde la década de 1980 hasta el presente, se pueden identificar tres etapas asociadas a la organización institucional y observar que el porcentaje de inversiones respecto del PBI ha ido incrementándose en el tiempo. La inversión durante la prestación estatal entre 1981 y 1994 fue, en promedio, del 0,12% del PBI, elevándose al 0,20% durante la etapa de alta participación de la gestión privada de los servicios y alcanzando finalmente el 0,23% al reestatizarse la mayor parte de los grandes servicios. De esta forma, se puede dimensionar el desafío que significan las metas y las inversiones contempladas en el Plan, que requerirán de la coordinación y el trabajo mancomunado de todos los actores, orientados por una política sectorial estable en el contexto de un marco legal y una organización institucional fortalecidos que otorguen las señales y los incentivos correctos, como así también de un contexto macroeconómico favorable caracterizado por el crecimiento y baja inflación.

De acuerdo con lo expuesto en el PNAPyS, la premisa es que el Estado nacional, mediante aportes del presupuesto público y fondos de créditos de entidades financieras multilaterales, financiará dos tercios de la inversión total, mientras que el tercio restante deberá ser financiado con aportes locales, ya sea provinciales o municipales, como del propio prestador. Cabe tener presente que el objetivo de sostenibilidad financiera de los operadores, en este marco, contribuye a liberar recursos que hoy se destinan a cubrir déficits operativos y orientarlos hacia inversiones en la expansión de los servicios.

En resumen, la elaboración del Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento se presenta como un hito, dado que después de varias décadas se cuenta con un instrumento en el cual se formulan y articulan los objetivos a alcanzar, como así también se explicitan las metas y líneas de acción de la política sectorial asociado a un calendario y plan de inversiones. En adelante, el desafío será su cumplimiento y convertir este plan en una política pública consensuada y sostenida en el tiempo, es decir en una política de Estado.

Bibliografía

Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Las Naciones Unidas (2015). *World Urbanization Prospects. The 2014 Revision.* Nueva York, Naciones Unidas.

Lentini, E. J. (2015). *El futuro de los servicios de agua y saneamiento en América Latina. Desafíos de los operadores en las áreas urbanas de más de 300.000 habitantes.* Washington, D.C., Banco Interamericano de Desarrollo.

Lentini, E. J. y García Larumbe, J. (2016). *Análisis sobre la situación del sector de agua y saneamiento en la Argentina y perspectivas de apoyo futuro y para las operaciones de préstamo en ejecución.* Washington, D.C., Banco Interamericano de Desarrollo.

Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, Dirección Nacional De Agua Potable Y Saneamiento (2016). *Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento.* Buenos Aires.

UNICEF y OMS (2016). *Programa Conjunto de Vigilancia del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento. Progresos en materia de saneamiento y agua potable: informe de actualización 2015 y evaluación del ODM.* Ginebra.

RESUMEN

La Gestión de los Recursos Hídricos se refiere a los documentos resultantes de algunos de los principales encuentros internacionales relacionados con el agua, como el “Plan de Acción de Mar del Plata”; los “Principios de Dublín”, el capítulo 18 de la Agenda 21 de Río y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Se brindan datos globales y de la Argentina en relación con los ODS sobre agua, su gestión sostenible y el saneamiento; ecosistemas terrestres; ciudades; seguridad alimentaria y agricultura sostenible; infraestructuras resilientes, industrialización e innovación; acceso a la energía, y medidas ante el cambio climático y sus efectos.

Se resalta que una gestión equitativa y sostenible del agua compartida requiere instituciones para responder a variaciones hidrológicas, diversos valores de la sociedad y cambios socioeconómicos y políticos, y que la respuesta estratégica está dada por una Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.

En cuanto a los aspectos legales e institucionales, se presentan las diferencias entre la legislación sobre propiedad de las aguas por parte de los gobiernos nacionales o subnacionales en países con régimen unitario o federal y entre estos últimos. Especial mención se hace de los organismos interjurisdiccionales de la Argentina.

Se detallan posibles medidas infraestructurales y no infraestructurales para abordar los problemas hídricos.

Finalmente se reseña la experiencia de la Argentina, que culminó con la definición de los Principios Rectores de Política Hídrica, la creación del Consejo Hídrico Federal y la suscripción del Acuerdo Federal del Agua.

Palabras clave: *Gestión de los Recursos Hídricos; Objetivos de Desarrollo Sostenible; Principios Rectores de Política Hídrica.*

ABSTRACT

Water Resources Management is referred to the resulting documents of some of the main international meetings related to water, such as the “Mar del Plata Action Plan”; the “Dublin Principles”; Chapter 18 of Rio’s Agenda 21 and the Sustainable Development Goals (SDG).

Global and Argentina’s data are given in relation to SDG on water, its sustainable management and sanitation; terrestrial ecosystems; cities; food security and sustainable agriculture; resilient infrastructures, industrialization and innovation; access to energy, and measures facing climate change and its impacts.

It is emphasized that an equitable and sustainable management of shared water requires institutions in order to respond to hydrological variations, diverse society values and socio-economic and political changes, and that the strategic response is given by an Integrated Water Resources Management.

As regards the legal and institutional aspects, differences between the legislation on water property by the national or sub-national governments in countries with a unitary or federal regime and between the latter are presented. A special mention of Argentina’s interjurisdictional organizations is made.

Possible infrastructural and non-infrastructural measures in order to address water related problems are detailed.

Finally, the experience in Argentina, which culminated in the definition of the Water Policy Guiding Principles, the creation of the Federal Water Council and the subscription of the Federal Water Agreement, is described.

Key words: *Water Resources Management, Sustainable Development Goals, Water Policy Guiding Principles.*

Gestión de los recursos hídricos

Víctor Pochat¹



1. Introducción. Base conceptual

Con el objeto de establecer un marco de referencia para abarcar, al menos en términos generales, el campo de acción de la Gestión de los Recursos Hídricos, conviene analizar los resultados de algunos de los principales encuentros internacionales sobre el tema, que ofrecen una síntesis de los conceptos que fueron surgiendo durante la práctica de esa gestión.

El encuentro que puede considerarse pionero fue la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua (Mar del Plata, Argentina, 14-25 de marzo de 1977), primera y, hasta el momento, única conferencia internacional de carácter intergubernamental dedicada exclusivamente al agua. A sus conclusiones y recomendaciones, contenidas en el “Plan de Acción de Mar del Plata” [1], se siguen refiriendo todas las principales reuniones internacionales sobre el agua.

2. Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (CIAMA)

Para este trabajo, se empezará analizando las conclusiones de encuentros posteriores, entre los cuales se destaca la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (CIAMA) (Dublín, Irlanda, 26-31 de enero de 1992), la cual formuló recomendaciones para que se adopten medidas

¹ Instituto Argentino de Recursos Hídricos (IARH), Argentina. vpochatm@yahoo.com.ar.

en las esferas local, nacional e internacional, teniendo presente los siguientes cuatro principios rectores, conocidos generalmente como los “Principios de Dublín” [2]:

1) Principio N° 1: El agua dulce es un recurso finito y vulnerable, esencial para sostener la vida, el desarrollo y el medio ambiente.

Dado que el agua es indispensable para la vida, la gestión eficaz de los recursos hídricos requiere un enfoque integrado que concilie el desarrollo económico y social y la protección de los ecosistemas naturales. La gestión eficaz establece una relación entre el uso del suelo y el aprovechamiento del agua en la totalidad de una cuenca hidrológica o un acuífero.

2) Principio N° 2: El aprovechamiento y la gestión del agua debe inspirarse en un planteamiento basado en la participación de los usuarios, los planificadores y los responsables de las decisiones a todos los niveles.

El planteamiento basado en la participación implica que los responsables de las políticas y el público en general cobren mayor conciencia de la importancia del agua. Este planteamiento entraña que las decisiones habrían de adoptarse al nivel más elemental apropiado, con la realización de consultas públicas y la participación de los usuarios en la planificación y ejecución de los proyectos sobre el agua.

3) Principio N° 3: La mujer desempeña un papel fundamental en el abastecimiento, la gestión y la protección del agua.

Este papel primordial de la mujer como proveedora y consumidora de agua y conservadora del medio ambiente viviente rara vez se ha reflejado en disposiciones institucionales para el aprovechamiento y la gestión de los recursos hídricos. La aceptación y ejecución de este principio exige políticas efectivas que aborden las necesidades de la mujer y que la preparen y doten de la capacidad de participar, en todos los niveles, en programas de recursos hídricos, incluida la adopción de decisiones y la ejecución a través de los medios que ellas determinen.

4) Principio N° 4: El agua tiene un valor económico en todos sus diversos usos en competencia a los que se destina y debería reconocérsele como un bien económico.

En virtud de este principio, es esencial reconocer, ante todo, el derecho fundamental de todo ser humano a tener acceso a un agua pura y al saneamiento por un precio asequible. La ignorancia, en el pasado, del valor económico del agua ha conducido al derroche y a la utilización de este recurso con efectos perjudiciales para el medio ambiente. La gestión del agua, en

su condición de bien económico, es un medio importante para conseguir un aprovechamiento eficaz y equitativo y para favorecer la conservación y protección de los recursos hídricos.

3. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD)

La CIAMA constituyó el principal elemento de información sobre los problemas de agua dulce en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) (Río de Janeiro, Brasil, 5-16 de junio de 1992), en donde se adoptó un plan de acción, denominado Agenda 21 [3]. Su capítulo 18 se refiere a la “Protección de la calidad y el suministro de los recursos de agua dulce: Aplicación de criterios integrados para el aprovechamiento, ordenación y uso de los recursos de agua dulce”. Particularmente, su subcapítulo 18.3 expresa:

La escasez generalizada de recursos de agua dulce, su destrucción gradual y su creciente contaminación, así como la implantación progresiva de actividades incompatibles en muchas regiones del mundo, exigen una planificación y una ordenación integradas de los recursos hídricos. Esa integración ha de abarcar todos los tipos de masas interrelacionadas de agua dulce, tanto las aguas superficiales como las subterráneas, y ha de tener debidamente en cuenta los aspectos de la cantidad y calidad del agua. Debe reconocerse el carácter multisectorial del aprovechamiento de los recursos hídricos en el contexto del desarrollo socioeconómico, así como la utilización de esos recursos para fines múltiples como el abastecimiento de agua y el saneamiento, la agricultura, la industria, el desarrollo urbano, la generación de energía hidroeléctrica, la pesca en aguas interiores, el transporte, las actividades recreativas, la ordenación de las tierras bajas y las planicies y otras actividades... cuando sea necesario, habrá de darse prioridad a las medidas de prevención y control de las inundaciones, así como al control de la sedimentación.

4. Agenda Mundial de Desarrollo Sostenible 2030

Más cercana en el tiempo, la “Agenda Mundial de Desarrollo Sostenible 2030” –aprobada por los Estados miembro de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) en la Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible 2015 (Nueva York, Estados Unidos de América, 25-27 de septiembre de 2015)– enuncia los siguientes 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) [4]:

1. Poner fin a la pobreza en todas sus formas en todo el mundo.
2. Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible.
3. Garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades.
4. Garantizar una educación inclusiva, equitativa y de calidad y promover oportunidades de aprendizaje durante toda la vida para todos.
5. Lograr la igualdad entre los géneros y empoderar a todas las mujeres y las niñas.
6. Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos.
7. Garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todos.
8. Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos.
9. Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación.
10. Reducir la desigualdad en y entre los países.
11. Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles.
12. Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles.
13. Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos.
14. Conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible.
15. Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar los bosques de forma sostenible, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y poner freno a la pérdida de la diversidad biológica.
16. Promover sociedades pacíficas e inclusivas para el desarrollo sostenible, facilitar el acceso a la justicia para todos y crear instituciones eficaces, responsables e inclusivas a todos los niveles.
17. Fortalecer los medios de ejecución y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible.

4.1. Objetivos de Desarrollo Sostenible con particular relación con el agua

Dado el rol clave del agua en el ambiente y su relación con todos los sectores económicos y sociales, se podrían encontrar aspectos referidos al agua en prácticamente todos los ODS. No obstante,

aquí solo se brindará información en particular sobre el Objetivo 6 –específicamente dedicado al tema hídrico– y a algunos otros objetivos, con elementos más directamente asociados con él.

El Objetivo 6, “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”, está particularmente relacionado con los Objetivos 1, “Poner fin a la pobreza en todas sus formas en todo el mundo”, y 3, “Garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades”.

Al respecto, cabe destacar que, en el mundo, 663 millones de personas carecen de instalaciones para abastecerse de agua, y 2400 millones no tienen acceso a sistemas básicos de saneamiento [5]. Por su parte, en Argentina, según el Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento, en 2015 había 6,7 millones de personas sin acceso al agua por red pública y 17,9 millones de personas sin acceso a cloacas [6], notándose una marcada disparidad en niveles de cobertura de agua potable y saneamiento entre provincias y entre áreas urbanas y rurales.

Por su parte, el Objetivo 15, “Promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y frenar la pérdida de la diversidad biológica”, está particularmente relacionado con el agua y su Objetivo 6. Al respecto, cabe recordar las presiones que sufren los ecosistemas de agua dulce como consecuencia de diversas actividades del hombre (tabla 1).

Actividad humana	Efecto potencial	Función en peligro
Crecimiento demográfico y del consumo	Aumenta la extracción de agua y la adquisición de tierras cultivadas mediante el drenaje de humedales; aumenta la necesidad de todas las demás actividades, con los riesgos consiguientes.	Prácticamente, todas las funciones del ecosistema, incluyendo funciones de hábitat, producción y regulación.
Desarrollo de infraestructura (presas, canales, diques, desvíos, entre otros)	La pérdida de la integridad altera el ritmo y la cantidad de las corrientes fluviales, la temperatura del agua y el transporte de nutrientes y sedimentos, y como resultado, el rellenado del delta bloquea las migraciones de peces.	Cantidad y calidad del agua, hábitats, fertilidad de la llanura de inundación, pesquerías, economías del delta.

Actividad humana	Efecto potencial	Función en peligro
Conversión de tierras	Elimina componentes clave del entorno acuático; pérdida de funciones; integridad; hábitat y biodiversidad; altera pautas de escurrimiento; inhibe la recarga natural; rellena de limo los cuerpos de agua.	Control natural de inundaciones, hábitats para pesquerías y aves acuáticas, recreo, suministro de agua, cantidad y calidad del agua.
Sobreexplotación	Reduce recursos vivos, las funciones del ecosistema y la biodiversidad (agotamiento de aguas subterráneas, colapso de pesquerías).	Producción de alimentos, suministro de agua, calidad y cantidad de agua.
Introducción de especies exóticas	Competencia de especies introducidas; altera producción y ciclo de nutrientes; y causa pérdida de biodiversidad entre especies nativas.	Producción de alimentos, hábitat de fauna y flora, actividades de recreo.
Descarga de contaminantes en tierra, aire o agua	La contaminación de cuerpos de agua altera la química y ecología de ríos, lagos y humedales; las emisiones de gas invernadero producen notables cambios en los patrones de escurrimiento y precipitación.	Suministro de agua, hábitat, calidad del agua; producción de alimentos; cambio climático puede también repercutir en la energía hidráulica, capacidad de dilución, transporte, control de inundaciones.

Tabla 1. Presiones que sufren los ecosistemas de agua dulce. Fuente: World Water Assessment Programme (2003).

El Objetivo 11, “Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles”, también tiene una estrecha relación con el agua y su Objetivo 6. Cabe recordar que en 2015, en el mundo, el 50% de la población mundial vivía en pueblos y ciudades, y se estima que ese porcentaje aumentará al 60% en 2030 [8]. En el caso de Argentina, en 2010, el 91% de la población vivía en centros urbanos, con más de 2000 habitantes [9].

Las aglomeraciones urbanas, si bien cuentan con recursos económicos para agua potable y saneamiento, también concentran desechos. Cuando la gestión de los residuos es precaria o inexistente, las ciudades se transforman en los entornos más peligrosos que existen en el mundo [7].

Es evidente que el Objetivo 2, “Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible”, está totalmente asociado al agua y su Objetivo 6.

La agricultura –abarcando como tal a cultivos, ganado, piscicultura y silvicultura– es la fuente de suministro de alimentos del mundo. Una agricultura no controlada solo puede alimentar a unos 500 millones de personas. En 2003, ya se estimaba que se necesitaba una agricultura sistemática para la población de aquel momento, 6000 millones.

Actualmente, las tierras de regadío abarcan un 20% de la zona cultivable total en los países en desarrollo, correspondiendo al riego un 70% del consumo total de agua. Se estima que, hacia 2030, el 60% del total de tierras potencialmente regables se encontrarán en explotación [7].

Argentina cuenta con un potencial de 6,3 millones de hectáreas de tierras aptas para riego, de las cuales 2,5 millones son factibles para riego integral [10]. La actual superficie regada total abarca 2,1 millones de hectáreas, por lo que existe un gran potencial de expansión [11].

Cabe destacar que el área bajo riego –que comprende un 7% del área agrícola total (33,5 millones de hectáreas)– corresponde al 25-38% del valor de la producción sectorial [10].

Otro objetivo relacionado con el agua y su Objetivo 6 es el Objetivo 9, “Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación”.

La industria, motor esencial del crecimiento económico, requiere agua de buena calidad como materia prima básica.

En el mundo, el uso anual de agua por la industria fue, en 1995, de 725.000 millones de metros cúbicos, estimándose que crecerá a 1.170.000 millones en 2025, lo que equivaldrá al 24% del consumo total de agua [7].

En Argentina, en 2016 correspondía a la industria el 17,2% del Producto Bruto Interno (PBI) [12], siendo las principales ramas de la actividad industrial la alimentaria, la química y petroquímica, la automotriz, la de bienes de consumo durables, la textil, la metalúrgica y la siderúrgica. Se estima que el uso consuntivo de agua de la industria es de un 7,5% del total [13].

El Objetivo 7, “Garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todos”, tiene asimismo una clara asociación con el agua, al ser esta imprescindible para la producción de energía, no solo en las centrales hidroeléctricas, sino también en las térmicas.

Cabe señalar que, en el mundo, una de cada cinco personas todavía no tiene actualmente acceso a la electricidad moderna. Y cabe recordar que la energía es el principal contribuyente al cambio climático, representando alrededor del 60% del total de emisiones de gases de efecto invernadero a nivel mundial [14] y el 43% en Argentina [15].

Se ha planteado como meta a nivel mundial que para el 2030, aumente sustancialmente el porcentaje de la energía renovable en el conjunto de fuentes de energía [14].

Actualmente, a nivel mundial, corresponde a la energía hidroeléctrica un 16% de la producción total de electricidad [16], mientras que la Argentina produjo un 31% en 2014 [17].

Asimismo, a la fecha, los países desarrollados tienen en explotación el 70% de su potencial eléctrico. En cambio, los países en desarrollo solo han alcanzado el 15% de ese potencial [7]. En Argentina se ha aprovechado solo el 31% de su potencial hidroeléctrico técnicamente explotable [18].

En relación con el Objetivo 13, “Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos”, y el Objetivo 11, “Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles”, asociados asimismo con el Objetivo 6 y, ciertamente, con el Objetivo 1, “Poner fin a la pobreza en todas sus formas en todo el mundo”, cabe recordar que, por ejemplo, en el período 1991-2000, el 90% de las muertes causadas por desastres naturales se debió a las inundaciones y a otros desastres relacionados con el agua, como las sequías y las enfermedades [7].

En Argentina, y dentro del ámbito de la Cuenca del Plata, las crecidas extraordinarias de mayor magnitud de las últimas décadas ocurrieron en 1982-1983, 1992 y 1997-1998. También hay que mencionar otro tipo de eventos extraordinarios, como los aluviones por lluvias torrenciales con movimiento de masas de material sólido, en la precordillera oriental, en el noroeste argentino y las bardas en la región del Comahue. En la llanura pampeana y en la planicie chaqueña, las precipitaciones extraordinarias ocasionan anegamientos de gran extensión, y en las zonas urbanas, fuertes tormentas dan lugar a inundaciones que las afectan significativamente [10].

Con referencia también al Objetivo 6, un aspecto a tener especialmente en cuenta en la gestión de los recursos hídricos, es que el agua debe compartirse entre diferentes usos (energía, ciudades, alimentación, medio ambiente, etc.) y diferentes usuarios (regiones administrativas o países que comparten los recursos hídricos de una misma cuenca o acuífero).

Una gestión equitativa y sostenible del agua compartida requiere instituciones flexibles, holísticas y capaces de responder a variaciones hidrológicas, cambios socioeconómicos, diversos valores de la sociedad y cambios de régimen político, particularmente en el caso de los cursos de agua internacionales.

La respuesta estratégica está dada por lo que se conoce como Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), que contempla la integración tanto del sistema natural como del sistema humano [7].

La definición mayormente aceptada sobre GIRH es la elaborada por la Asociación Mundial para el Agua (Global Water Partnership, GWP): “La GIRH es un proceso que promueve el desarrollo y manejo coordinados del agua, la tierra y otros recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de manera equitativa, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales” [Adaptado de 19].

Entre los aspectos a contemplar está tomar a la cuenca como la unidad de gestión, ya que es en ella donde las aguas superficiales y las subterráneas se unen de modo inextricable entre sí y en relación con la utilización y gestión de la tierra [7].

5. Aspectos legales e institucionales

En cuanto a los aspectos legales e institucionales, es clave distinguir entre los países con régimen unitario o federal y, también, entre estos últimos. Existen diferencias importantes entre las normas respectivas sobre las aguas, con respecto a la propiedad por parte de los gobiernos nacionales o subnacionales (provincias, estados, departamentos).

Como ejemplo de país unitario, es interesante ver lo que establece el Código de Aguas de Chile, en su artículo 5: “Las aguas son bienes nacionales de uso público y se otorga a los particulares el derecho de aprovechamiento de ellas, en conformidad a las disposiciones del presente código” [20].

En relación con países federales, hay que distinguir entre casos como los de Brasil y Argentina.

En Brasil, su Constitución federal distingue entre los bienes de la Unión (de la Nación) y de los estados. En su artículo 20 dispone que son bienes de la Unión –entre otros– “los lagos, los ríos y cualesquiera corrientes de agua en terrenos de su dominio, o que bañen más de un Estado, sirvan de límites con

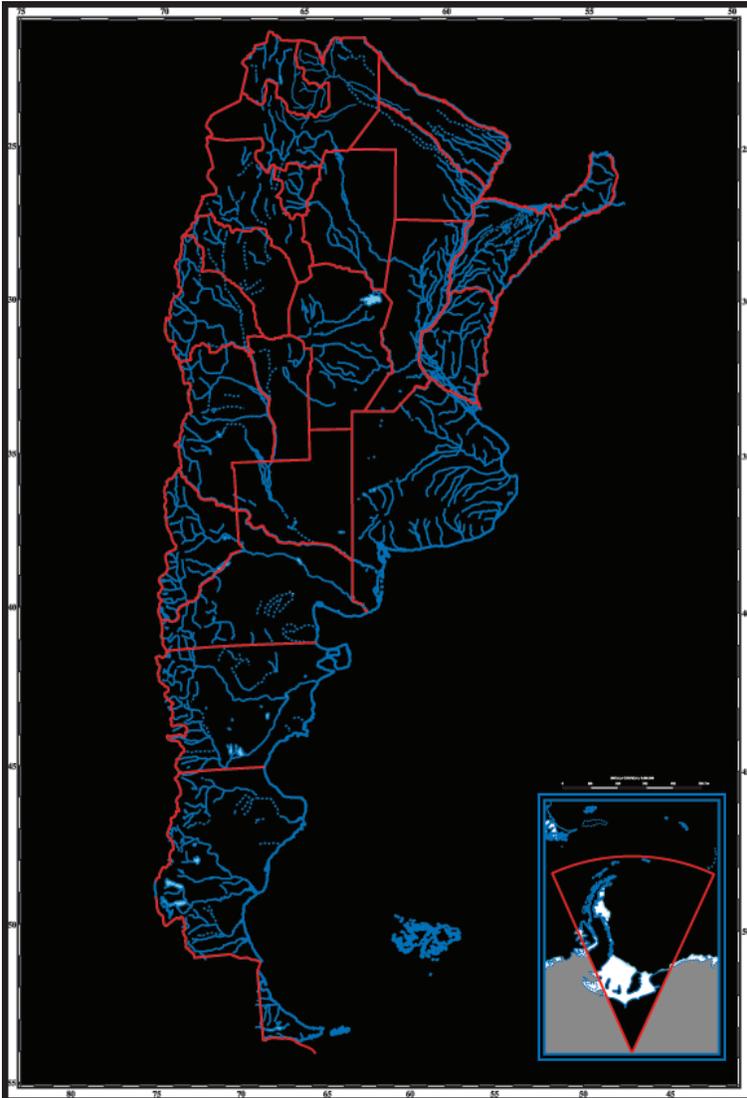


Figura 1. División política + red hidrográfica [Adaptado de 3].

otros países, o se extiendan a territorio extranjero o provengan de él, así como los terrenos marginales y las playas fluviales”, mientras que, en su artículo 26, establece que son bienes de los estados, entre otros, “las aguas superficiales o subterráneas, fluyentes, emergentes y en depósito, salvo, en este caso, en la forma de la ley, las derivadas de obras de la Unión” [21].

En Argentina, en cambio, no se hace esa distinción, ya que su Constitución nacional dispone, en su artículo 124, in fine, que “Corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio” [22].

Consecuentemente, los recursos hídricos corresponden a las provincias. Como los principales cursos de agua trascienden los límites de una provincia determinada, esto implica que los recursos hídricos son generalmente compartidos por dos o más provincias, como muestra la figura 1.

6. Organismos interjurisdiccionales

Para encarar la gestión de dichos recursos hídricos compartidos, se vio la conveniencia de crear organismos interjurisdiccionales. Actualmente existen los siguientes organismos, que abarcan las áreas que indica la figura 2 [24].

- 1 Comisión Regional del Río Bermejo (COREBE)
- 2 Comité de la Cuenca del Río Juramento-Salado
- 3 Comité de la Cuenca del Río Salí-Dulce
- 4 Comisión de Cuenca de la Laguna La Picasa
- 5 Comité Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO)
- 6 Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC)
- 7 Comité de la Región Hídrica Bajos Submeridionales
- 8 Comité Interjurisdiccional de la Región Hídrica del Noroeste de la Llanura Pampeana (CIRHNOP)
- 9 Grupo Técnico del Río Desaguadero
- 10 Comité de Cuenca del Río Senguerr
- 11 Autoridad de Cuenca del Río Azul (ACRA)
- 12 Comité Interjurisdiccional del Río Chubut
- 13 Comité Interjurisdiccional del Río Pilcomayo
- 14 Autoridad de Cuenca del Río Matanza-Riachuelo (ACUMAR)

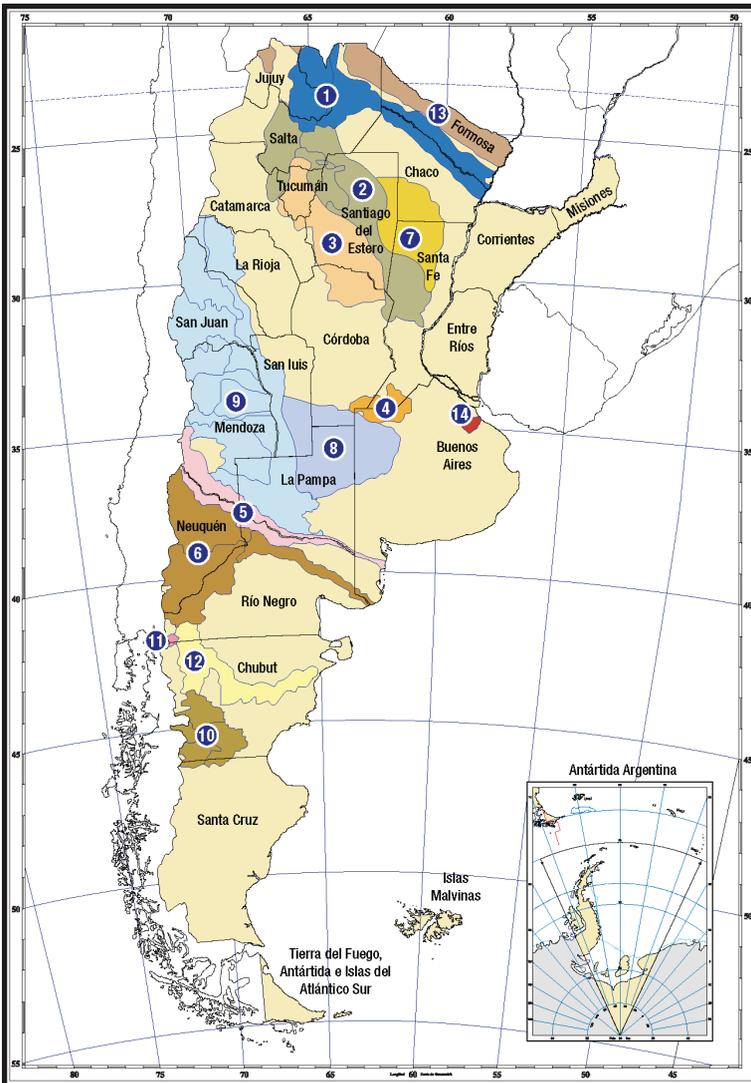


Figura 2. Argentina. Organismos interjurisdiccionales.

En el ámbito internacional, se han registrado 263 cuencas con recursos compartidos por dos o más países, y 145 naciones poseen territorios en cuencas de recursos hídricos compartidos.

Aunque la gestión de estos recursos pueden ser causa de conflictos y algunos han dado lugar a las muchas veces

mencionadas “guerras del agua”, las estadísticas indican que el agua es mucho más un vector de cooperación que una fuente de conflicto [25].

Algunas estructuras internacionales de gestión, existentes desde hace tiempo, proporcionan una valiosa experiencia. Por ejemplo, Argentina participa en varias organizaciones y programas junto con todos sus países limítrofes, tanto en el ámbito de la Cuenca del Plata –con Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay– como con Chile.

7. Medidas infraestructurales y no infraestructurales

Para la solución de los problemas relacionados con los recursos hídricos, se suele pensar generalmente en “obras”, es decir, en medidas asociadas a infraestructuras, o infraestructurales, tales como presas y embalses, azudes de derivación, centrales hidroeléctricas, canales y sus obras de arte, plantas de potabilización y de tratamiento de líquidos residuales, conductos para distribución y desagüe, estaciones de bombeo, obras de defensa, obras de drenaje, modificaciones en cauces (profundización, ensanchamiento) y forestación.

Sin embargo, la solución de los problemas hídricos depende muchas veces de otro tipo de medidas, las llamadas “no infraestructurales”, generalmente imprescindibles y con menor costo. Entre ellas pueden mencionarse las asociadas a la organización institucional y a la legislación (leyes, reglamentos, normas), los sistemas de recolección, procesamiento y difusión de información, los planes de financiamiento, el ordenamiento del territorio, la zonificación de usos del suelo, los sistemas de alerta, los planes de contingencia, los foros de participación, los incentivos económicos para un mejor uso del agua, la capacitación técnica a diversos niveles y las campañas de educación y concientización.

8. Argentina. Principios rectores de política hídrica

Una experiencia particular a reseñar es la llevada a cabo por Argentina durante aproximadamente tres años (2000-2003). La Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH) promovió, a partir

de 2000, un proceso de discusión, con amplia participación en todas las provincias, que culminó en la definición de los “Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina”, cuyo propósito es brindar lineamientos que permitan integrar los aspectos técnicos, sociales, económicos, legales, institucionales y ambientales del agua.

Dichos Principios Rectores están agrupados en los siguientes temas [26]:

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	La gestión y sus herramientas

9. Consejo Hídrico Federal. Acuerdo Federal del Agua

En diciembre del 2002 se decidió la creación del Consejo Hídrico Federal (COHIFE), como resultado de un acuerdo sobre la conveniencia y necesidad de que entre las provincias y la Nación exista una instancia federal, en la que los puntos de vista de las provincias sean expresados por quienes tienen en ellas la responsabilidad directa de la gestión hídrica.

El 27 de marzo de 2003 se constituyó formalmente el COHIFE y se suscribió una primera versión de la Carta Orgánica del Consejo [27].

El 17 de septiembre de 2003 los representantes de la Nación argentina, de las provincias y de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires suscribieron el Acuerdo Federal del Agua [28], acordando:

Adoptar los “Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina”, comprometiéndose a compatibilizar e instrumentar dichos principios en las políticas, legislaciones y gestión de las aguas de sus respectivas jurisdicciones.

Reconocer al Consejo Hídrico Federal como ámbito idóneo para la definición de la política hídrica de la República Argentina.

Elevar el presente Acuerdo al Congreso de la Nación para su conocimiento y materialización normativa a través de una Ley Marco de Política Hídrica para la República Argentina.

Impulsar los procedimientos que sean necesarios en las respectivas jurisdicciones para la ratificación del presente acuerdo.

El texto definitivo de la Carta Orgánica –aprobado el 15 de abril de 2004– establece, entre otros aspectos, los siguientes [29]:

Preámbulo. Con el firme propósito de promover el desarrollo armónico e integral del país en materia de Recursos Hídricos en el marco de los Principios Rectores de Política Hídrica consensuados por las provincias, Ciudad Autónoma de Buenos Aires y el Estado nacional, los que suscriben aprueban la siguiente Carta de Constitución.

Artículo 1°.

Créase el Consejo Hídrico Federal (COHIFE) como instancia federal para el tratamiento de los aspectos de carácter global, estratégico, interjurisdiccional e internacional de los Recursos Hídricos. Estará integrado por los estados provinciales, la Nación y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, en tanto adhieran a la presente.

(...)

Artículo 3°

Sin perjuicio de otras que se establezcan, el COHIFE tiene las siguientes atribuciones.

- a) Participar en la formulación y el seguimiento estratégico de la Política Hídrica Nacional en el marco de los Principios Rectores de Política Hídrica acordados para la República Argentina, a los fines de una gestión integrada de los recursos hídricos y respetando el dominio originario que sobre dichos recursos ostentan las provincias argentinas.
- b) Promover la formulación de las Planificaciones Hídricas Provinciales que permitan alcanzar los objetivos fijados en los Principios Rectores de Política Hídrica.
- c) Participar en la formulación y el seguimiento del Plan Hídrico nacional tendiente a alcanzar los objetivos de la Política Hídrica Federal que fijen los estados miembros, en articulación de sus políticas y planificaciones provinciales, con el fin de establecer estrategias y prioridades para el desarrollo de los Recursos Hídricos de manera integral, solidaria y coherente.
- d) Oficiar como instancia mediadora o arbitral, a petición de parte, en todas las cuestiones que se susciten con relación a las aguas interjurisdiccionales.
- e) Impulsar la gestión integral del recurso hídrico, el uso sostenible y el enfoque ecosistémico del mismo. Proponer criterios para el ordenamiento territorial, la zonificación y prevención de riesgos hídricos.
- f) Asesorar a las jurisdicciones miembros que lo requieran en todo lo concerniente al uso, aprovechamiento y conservación de los recursos hídricos, a los servicios públicos vinculados y a las prioridades en el estudio y ejecución de obras.
- g) Promover un régimen equitativo de distribución de fondos federales para asignar a la gestión de los recursos hídricos, basado en criterios consensuados.
- h) Propugnar ante las autoridades nacionales y provinciales pertinentes la generación e implementación del Fondo Federal Permanente de Recursos Hídricos, proponiendo las normas necesarias para la percepción e incorporación de los aportes al Fondo y un régimen específico de contravenciones al mismo.
- i) Participar en la elaboración de criterios de aplicación uniforme para la asignación de los recursos y las inversiones de los fondos que se apliquen a los Recursos Hídricos.
- j) Gestionar financiamiento nacional e internacional de proyectos hídricos.

- k) Impulsar el marco legal para el cumplimiento de los objetivos en materia hídrica propiciando la compatibilización de los distintos ordenamientos jurídicos provinciales que regulan el recurso hídrico, de manera tal de tener una legislación coherente y organizada a los efectos de una mayor eficiencia en la aplicación de las mismas, siguiendo los lineamientos que enuncia el marco de los Principios Rectores de Política Hídrica.
- l) Propiciar el fortalecimiento institucional de la gestión hídrica en cada estado a través del establecimiento de una Autoridad Única del Agua.
- m) Impulsar el ordenamiento administrativo para la estrategia y gestión hídrica de los estados miembros, promoviendo la autarquía financiera, técnica, administrativa y operativa de los organismos hídricos.
- n) Propiciar la creación del Sistema Integrado de Información Hídrica.
- o) Adquirir bienes por compra, donación, o cualquier otro título; enajenarlos y celebrar todo tipo de contrato, necesarios para el logro de los objetivos del COHIFE.
- p) Realizar las acciones tendientes a impulsar, fomentar y coordinar los trabajos de investigación necesarios para lograr la implementación de la política hídrica.
- q) Realizar las acciones tendientes a la formación y capacitación de especialistas en todas las disciplinas vinculadas con la utilización de recursos hídricos.
- r) Propiciar planes, programas y proyectos educativos para la protección, conservación, preservación y uso eficiente de los recursos hídricos, tanto en el sistema educativo formal como en el no formal.
- s) Fomentar el intercambio de experiencias entre los estados miembros.
- t) Promover la participación de comunidades organizadas de usuarios en la gestión del agua.
- u) Vincularse con organismos nacionales e internacionales que tengan funciones similares.
- v) Participar en la elaboración de Niveles Guía y promover la revisión adecuación de diferentes estándares y criterios aplicables a los recursos hídricos.
- w) Colaborar en la coordinación de la obra hídrica del país en cuyo financiamiento participa el Estado nacional.
- x) Crear las Comisiones Especiales y Juntas Asesoras necesarias para el cumplimiento de sus fines y dictar los reglamentos a tal efecto.
- y) Promover la necesaria participación de las Autoridades Hídricas de los estados miembros cada vez que el Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto ejerza sus competencias en materia de tratados internacionales que puedan afectar los recursos hídricos de las provincias. Tal participación incluirá el eventual proceso de ratificación legislativa del tratado.
- z) Realizar los actos necesarios o convenientes para lograr el mejor cumplimiento de sus fines.

La Carta Orgánica también establece que las autoridades del COHIFE son la Asamblea y el Comité Ejecutivo.

La autoridad máxima es la Asamblea y, como tal, la responsable de la política general del Consejo. Está integrada por el titular de la Autoridad Hídrica de cada estado miembro, como

representantes titulares o sus respectivos representantes alternos designados por acto administrativo.

El Comité Ejecutivo es el órgano ejecutivo y administrativo de las medidas y acciones conducentes al cumplimiento de la política general del Consejo, las que se instrumentan *ad referendum* de la Asamblea. Expide las instrucciones necesarias para el cumplimiento de las resoluciones que emanan de ella. Está conformado por los integrantes de los Consejos Regionales, elegidos según se indica a continuación, y la Autoridad Hídrica Nacional [28]:

A los fines de la integración del Comité Ejecutivo los estados miembros se organizan de la siguiente manera:

Consejo Regional COHINOA: Provincias de Catamarca, Jujuy, Salta, Santiago del Estero y Tucumán.

Consejo Regional COHINEA: Provincias de Chaco, Formosa y Misiones.

Consejo Regional COHIRCU: Provincias de La Rioja, Mendoza, San Juan y San Luis.

Consejo Regional COHILLI: Provincias de Santa Fe, Entre Ríos y Corrientes.

Consejo Regional COHICEN: Provincias de Buenos Aires, Córdoba, La Pampa y Ciudad de Buenos Aires.

Consejo Regional COHIPA: Provincias de Chubut, Neuquén, Río Negro, Santa Cruz y Tierra del Fuego.

Los representantes provinciales de los Consejos Regionales son los mismos que para la Asamblea, debiendo cada región decidir exclusivamente por sí qué estado integrará el Comité Ejecutivo. La representación se realiza de manera tal que se garantice la más amplia participación de los estados en la integración del Comité Ejecutivo, sin que ello implique delegación ni representación ni de potestades propias de cada estado miembro en materia de recursos hídricos.

La Asamblea elige por mayoría simple, entre los seis representantes de los Consejos Regionales, a quienes ocuparán la presidencia y vicepresidencia del Comité Ejecutivo. La Autoridad Hídrica Nacional ejerce de manera permanente la Secretaría General, cuya función primordial es facilitar la coordinación de las actividades del ente [29].

La Ley Nacional 26.438 –sancionada el 3 de diciembre de 2008 y promulgada el 5 de enero de 2009– ratificó el Acta Constitutiva, la Carta Orgánica y las Actas de las Asambleas Extraordinarias N° 1 y 2 del Consejo [30].

Bibliografía

[1] **Del Castillo, L.** (2009). *Los foros del agua. De Mar del Plata a Estambul 1977-2009*. 1ª ed. Buenos Aires, Consejo Argentino para las Relaciones Internacionales (CARI), Colección Documentos de Trabajo. Disponible en http://www.aida-waterlaw.org/PDF/Foros_del_Agua_libro.pdf.

[2] **Organización Meteorológica Mundial (OMM)** (1992). *Declaración de Dublín sobre el Agua y el Desarrollo Sostenible*. Disponible en <http://www.wmo.int/pages/prog/hwrp/documents/espanol/icwedecs.html>.

[3] **Presidencia de la Nación, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable** (1992). Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, *Agenda 21*, Río de Janeiro, República Federativa del Brasil, junio. Disponible en <http://www2.medioambiente.gov.ar/acuerdos/convenciones/rio92/agenda21/ageindi.htm>.

[4] **Naciones Unidas** (2015). *Nueva Agenda Mundial de Desarrollo Sostenible 2030*. Disponible en <http://www.onu.org.ar/agenda-post-2015/> (accedido en noviembre de 2017).

[5] **Naciones Unidas** (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible, Objetivo 6, Datos y cifras*. Disponible en <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/> (accedido en noviembre de 2017).

[6] **Presidencia de la Nación, Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda, Secretaría de Obras Públicas, Subsecretaría de Recursos Hídricos, Unidad de Agua Potable y Saneamiento** (2016). *Plan Nacional de Agua Potable y Saneamiento. Cobertura Universal y Sostenibilidad de los Servicios. Lineamientos y Principales Acciones*. Primera versión 15 de febrero. Disponible en http://www.mininterior.gov.ar/plan/docs/PNS_1-3-2017.pdf.

[7] **World Water Assessment Programme** (2003). *Agua para todos. Agua para la vida, Resumen*. Ediciones UNESCO. Disponible en <http://www.un.org/esa/sustdev/sdissues/water/WWDR-spanish-129556s.pdf>.

[8] **Naciones Unidas** (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible, Objetivo 11, Datos y cifras*. Disponible en <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/cities/> (accedido en noviembre de 2017).

[9] **Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC)** (2017). *Cuadros estadísticos. Censo 2010, Población urbana y rural por provincia*. Disponible en http://www.indec.gob.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=2&id_tema_2=18&id_tema_3=77 (accedido en noviembre de 2017).

[10] **Instituto Nacional del Agua (INA)** (2010). *Prospectiva Hídrica*. Disponible en <http://www.ina.gov.ar/pdf/Prospectiva-hidrica-INA.pdf> (accedido en noviembre de 2017).

[11] **Salinas, A.** (2016). “La Argentina, con potencial para triplicar la superficie bajo riego”, entrevista en *INTA Informa*, 19 de octubre. Disponible en <http://intainforma.inta.gov.ar/?p=34498>.

[12] **Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)** (2016). *Argentina: Perfil Nacional Económico. CEPALSTAT Bases de Datos y Publicaciones Estadísticas*. Disponible en http://estadisticas.cepal.org/cepalstat/Perfil_Nacional_Economico.html?pais=ARG&idioma=spanish (accedido en noviembre de 2017).

[13] **Calcagno, A.; Mendiburo, N. y Gaviño Novillo, M.** (2000). *Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina, Agua para el Siglo XXI, de la Visión a la Acción*. Global Water Partnership, World Water Council, World Water Forum. Disponible en <https://yuyoschubutenses.files.wordpress.com/2012/01/argentina-gestic3b3n-del-agua-2000.pdf>.

[14] **Naciones Unidas** (2015). *Objetivos de Desarrollo Sostenible, Objetivo 7, Datos y cifras*. Disponible en <http://www.un.org/sustainabledevelopment/es/energy/> (accedido en noviembre de 2017).

[15] **Presidencia de la Nación, Jefatura de Gabinete de Ministros, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación** (2015). *Tercera Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, noviembre*. Disponible en <http://>

ambiente.gob.ar/wp-content/uploads/3Com.-Resumen-Ejecutivo-de-la-Tercera-Comunicacion-Nacional.pdf.

[16] **Presidencia de la Nación, Ministerio de Energía y Minería (2015).** *Hidroelectricidad en Argentina y en el Mundo*. Disponible en <http://www.energia.gob.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=4134> (accedido en noviembre de 2017).

[17] **Academia Nacional de Ingeniería, Instituto de Energía (2016).** *Desarrollo del sector hidroeléctrico argentino, Documento N° 6. Buenos Aires, abril*. Disponible en file:///C:/Users/Víctor/Documents/HIDROELECTRICIDAD/IE%20ANI%20-%20Documento%20N6%20-%20Hidroelectricidad%20final.pdf.

[18] **Malinow, G. (2014).** “Argentina aprovecha apenas el 30 por ciento de su potencial hidroeléctrico”, reportaje realizado por G. Fenés, *Energía Estratégica*, 13 de agosto. Disponible en <http://www.energiaestrategica.com/la-potencia-instalada-de-energia-hidroelectrica-representa- apenas-el-30-por-ciento-del-potencial-de-argentina/>.

[19] **Asociación Mundial para el Agua (GWP)/Comité de Consejo Técnico (TAC) (2000).** “Manejo integrado de recursos hídricos”, *TAC Background Papers 4*, septiembre, Estocolmo. Disponible en <http://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/background-papers/04-integrated-water-resources-management-2000-spanish.pdf> (accedido en noviembre de 2017).

[20] **República de Chile (1981).** *Código de Aguas*. Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, BCN Legislación chilena. Disponible en <https://app.vlex.com/#AR.basico/vid/238923882> (accedido en noviembre de 2017).

[21] **República Federativa do Brasil, Câmara dos Deputados (2012).** *Constituição da República Federativa do Brasil*, 35ª edição. Disponible en <http://www.wipo.int/edocs/lexdocs/laws/pt/br/br159pt.pdf>.

[22] **República Argentina (1995).** *Constitución de la Nación Argentina (1853, con las reformas de 1860, 1866, 1898, 1957 y 1994)*. Presidencia de la Nación, Ministerio de Justicia y Derechos Humanos, InfoLEG Información Legislativa. Disponible en <http://>

servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/0-4999/804/norma.htm (accedido en noviembre de 2017).

[23] **Argentina. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios (2008).** *Plan Nacional Federal de los Recursos Hídricos*. Rodríguez, A., coord. Buenos Aires, Ediciones Gráficas Especiales S.A.

[24] **Presidencia de la Nación, Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda, Subsecretaría de Recursos Hídricos.** *Organización de cuencas*. Disponible en <http://www.mininterior.gov.ar/obras-publicas/rh-cuencas.php#5>.

[25] **Pochat, V. (2012).** “Conflictos por el agua”, *Voces en el Fénix* 20, La fuente de la vida, noviembre. Disponible en <http://www.vocesenelfenix.com/category/ediciones/n%C2%BA-20>.

[26] **Consejo Hídrico Federal (COHIFE) (2003).** *Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina, Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua*, agosto. Disponible en <http://www.cohife.org/advf/documentos/2015/10/561b1c0da79ae.pdf>.

[27] **Consejo Hídrico Federal (COHIFE) (2017).** *Documentos Fundacionales, Antecedentes y finalidad de la creación del Consejo Hídrico Federal*. Disponible en <http://www.cohife.org/s53/documentos-fundacionales> (accedido en noviembre de 2017).

[28] **Consejo Hídrico Federal (COHIFE) (2013).** *Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina: 10 años de participación y consenso*. 1ª ed. Buenos Aires.

[29] **Consejo Hídrico Federal (COHIFE) (2017).** *Carta Orgánica*. Disponible en http://www.cohife.org/OLD/carta_organica_2012.pdf (accedido en noviembre de 2017).

[30] **Consejo Hídrico Federal (COHIFE) (2009).** *Documentos Fundacionales, Ley Nacional 26.438*. Disponible en <http://www.cohife.org/s58/documentos-fundacionales> (accedido en noviembre de 2017).

Tundisi, José Galizia. "New perspectives in the watershed approach for water management"

RESUMEN

La relevancia del enfoque de la gobernanza de las cuencas hidrográficas en relación con la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) ha sido señalada por varios autores, organismos estatales y en foros internacionales. Tanto en la producción de alimentos como en la generación de energía, en el abastecimiento de la población o la recreación y en la producción industrial, la disponibilidad de agua de calidad es clave para la economía de las cuencas. La gobernanza de las cuencas, incluyendo la disponibilidad y seguridad del agua, la vulnerabilidad, los actores involucrados y la participación pública, es un proceso fundamental y estratégico. El planeamiento estratégico, la legislación sobre el uso del agua y la mejora de las bases de datos y la capacidad de predicción son acciones fundamentales. La gobernanza del agua debe ser abierta y transparente, inclusiva y comunicativa, coherente e integradora, equitativa y ética. Para llevar la GIRH al nivel de las cuencas hidrográficas, debe comprenderse la interconexión entre los sistemas naturales y sociales. Además, se debe cuantificar la brecha entre los múltiples usos humanos de los recursos hídricos y el volumen adecuado para el funcionamiento del ecosistema. El monitoreo en tiempo real, las mediciones de las cargas provenientes del uso del suelo y las imágenes satelitales brindan herramientas importantes para la gobernanza del agua. La investigación ecológica continua sobre las cuencas hidrográficas es clave para este enfoque. Dado que las cuencas son sistemas complejos, la investigación ecológica a largo plazo es esencial para entender tal complejidad y traducirla en aplicaciones prácticas.

Palabras clave: *Cuencas hidrográficas; gobernanza del agua; ecohidrología; monitoreo; investigación ecológica continua.*

ABSTRACT

The watersheds approach for governance regarding the Integrated Water Resources Management (IWRM) has been stressed by several authors, international forums and government agencies. Either as a fundamental component of food production, energy, public water supply or recreation as well as industrial production, the watershed economy is strongly dependent on the availability of water of good quality. The watershed governance, considering water availability, water security, vulnerability, stakeholders and public participation, is a fundamental and strategic process. Strategic planning, watershed regulation on water uses, improving data bases and capacity of prediction are key actions. The watershed water governance should be open and transparent, inclusive and communicative, coherent and integrative, equitable and ethical. In order to advance the IWRM at a watershed level, linkages between social and natural systems must be better understood. It is also necessary to quantify the gaps in knowledge between multiple human uses of water resources and the adequate volume for ecosystem functioning. Real time monitoring, measurements of loads due to soil use and satellite images are important tools for water governance. Sustained Ecological Research at the watershed level is one key component of the advanced watershed approach. Since watersheds are complex systems, Long Term Ecological Research is a fundamental tool to understand this complexity and translate it to practical applications.

Key words: *Watersheds; water governance; ecohydrology; monitoring; Long Term Ecological Research.*

New perspectives in the watershed approach for water management¹

José Galizia Tundisi²



1. Introduction

The watershed approach as a basic unit for water management has been adapted worldwide already in the last decades of XX century.

The economy of the watershed is dependent upon the water availability, the relationship availability supply to demand for multiple uses and the water quality. Management of the watershed implies in the incorporation of all components of this ecosystem population, water multiple uses, industries, food and energy production, recreation, tourism and navigation; social structures, culture are other basic components. All these components interact directly or indirectly and the scientific knowledge of these interactions is a key element of the management process [1].

Water governance of the watershed, based on water security, accessibility, water availability, water demand and vulnerability is an advanced process that involves technology, expertise, capacity building and interdisciplinary [2].

1 Acknowledgments - The author is grateful to Fapesp (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo) Process Number: 51502-3/2012 and CNPq Process Number: 403820/2012-0. For financial support (Projeto PELD – Pesquisas Ecológicas de Longa Duração).

2 Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos/Universidade Feevale, Novo Hamburgo, RGS/INCT-Acqua-MCT. Brasil.

2. Evolution of the watershed unit as basic concept for water governance

In the last decades of the XX century the watershed was adopted as a management unit. This was conceptually developed already in many countries, eg. France, Germany, but the adoption of the watershed for water resources management was developed worldwide and described in official documents of international organizations and seminars [3]. The concept is consistent: the watershed is a biogeophysical unit with natural boundaries where water flows throughout the hydrographic network of rivers, creeks, natural channels, wetlands [4]. The components of the watersheds in the space of its boundaries are distributed accordingly to geomorphological features, altitude, river origins, water flux. These components all interact among themselves. Furthermore, the human activities such as soil uses for agriculture, reservoirs for irrigation and energy production, industries, urban areas, interact with the natural systems. This is a systemic and articulated view of the watershed. Its natural and artificial-human made components and interactions is essential for an integrated water resource management initiative [5].

The conceptual basis for a watershed approach was a consequence of the impossibility to manage water resources at the aquatic ecosystem level: rivers, reservoir, lakes, wetlands, estuaries. The extension of the management to the watershed has its roots, most probably, in the work of Vollenweider [6] which introduced around 1968 the concept of load from the nutrient input originated in the soil uses (diffuse load) or wastewater discharge (point load).

The advance of the concept was a key component in the water management at the end of the XX century and introduced immediately news and innovative capabilities of integrated water management towards the XXI century [7].

3. The watershed approach for management: strength of the concept

The watershed approach a biogeophysical unit introduced several new perspectives for management, such as:

- ▶ It is a biogeophysical unit with well-defined boundaries, extending for several spatial multi scales, from small watersheds

of 50,100,200 km² to large watershed such as the La Plata basin (3 million km²).

- ▶ It is a hydrologically integrated ecosystem with components and interactive subsystems-natural and artificial.

- ▶ Allows a Rational organization of a data bank on climatological, hydrological, limnological, water quality, soil uses, population growth, and economy.

- ▶ Promotes alternatives for conservation activities, and adequate conciliation between economic development and protection of natural resources.

- ▶ Promotes the necessary institutional integration: municipalities, private initiatives such as farms, industries, universities and research centers. This institution aggregation is fundamental for the strategic planning of the watershed towards the future. [8]

- ▶ Stimulates the participation of communities in a well known region – The watershed-where they live in and share the resources – water, soil, food, recreation.

- ▶ Promotes a systemic overview of a natural area and stimulates the capacity building of managers, decision makers, the general public in order to participate in legislation, fiscalization, regulations, technical applications.

- ▶ Stimulates the population in participative and collective actions for environmental education, and conservation.

4. Main challenges of the watershed approach and concept

The watershed as a unit of integrated water resource management is a fundamental concept for strategic planning of the future use of the water resource-surface and underground. As such the watershed management has to incorporate three levels of integrated management: The *organization level*, the *constitutive level*, the *operation level* [9].

- ▶ The *organizational level*, coordinates and reduces conflicts between competitive uses and the various stable holders: this is the watershed committee, the watershed agency. It is this level that is responsible also for the strategic planning of the future use of water resources. It is important that the watershed committee transcends governments changes.

- ▶ The constitutional level reports to the existing legislation, to the water quality classification of the water bodies accordingly to the multiple uses, and the territorial planning.

► The operational level has the focus on the diversity of the existing systems: natural forests, wetlands, urban areas, agricultural and industrial areas, rivers, artificial reservoirs. The maintenance of infrastructure, wastewater treatment, protection of natural areas, control of contamination is the responsibility at this operational level public on private [10].

► The ideal integrated water resources management at watershed level, has a conceptual basis a society of the watershed, with common interests including planning, management actions in the same systemic view, structural, functional, operational [11]. Related to this. The directives for the Water Management of the Europe, Union 2000 [12] are:

► All member states will identify their watersheds and must assure that these units will have a Management Plan.

► On the environmental question: All member states will protect and restore their aquatic ecosystems, the underground waters and assure that good water quality will be achieved in 15 years.

► All member states should include in their costs of water management the environmental costs, the principle of pollutant-pay, and promote incentives for efficient use of water resources.

► All member states are stimulated to include effective participation of stakeholders; plans, programs and projects should be efficiently informed to the community and open to receive comments, proposals, discussion.

► The integration between protection and sustainable management should consider all multiple uses: energy, navigation, tourism, fisheries, as well as regional policies.

► On dangerous substances: The European Parliament should secure specific actions and legal measures to contain pollutants or groups of pollutants that present risk of toxic substances, with the progressive reduction of and cessation of all discharges and emissions.

► Further challenges in the Watershed management include [13]:

► Integrate the three components of water availability: surface, underground and atmospheric.

► Identify and quantify the demand and establish criteria for multiple uses of water and license for water uses.

► Determine the main indicators of watershed: water quality of surface waters; aquatic and terrestrial biodiversity; contamination of surface and underground waters; pollutants load; nutrients load; eutrophication status of rivers, lakes, reservoirs.

- ▶ Promote the information system on water resources.
 - ▶ Classification of water bodies related to main uses.
- Integrated urban water management. The difficulty in the management of water resources in urban areas is the lack of coordination of the different municipalities agencies (Tundisi *et al.* 2015).

5. Technological advances

During the last three decades of the XX century, several new sub-disciplines of ecology aimed to solve environmental problems were developed. These sub disciplines built a bridge from the ecological knowledge towards environmental management [14].

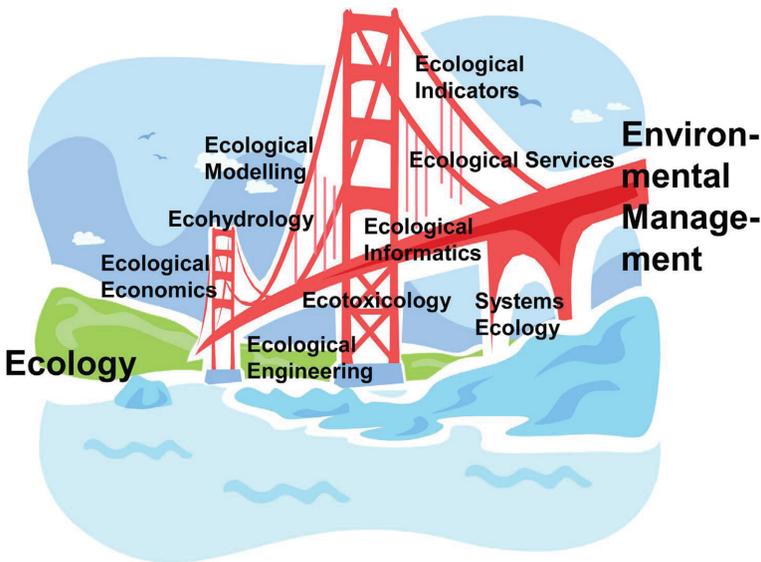


Figure 1. During the last three decades of the 20th century, several ecological sub-disciplines were developed to facilitate the application of ecological considerations in environmental management. They formed literally a bridge between the scientific discipline, ecology and the environmental management that was urgently needed to abate the pollution and environmental problems. Source: Jorgensen, 2016.

The present management of the watersheds should use all these new tools for environmental management.

In particular ecohydrology is a powerful tool and concept: it will help in solving several environmental problems by integrating the “nature software” concepts into the watershed, management; it will be also fundamental in the effort to solve climatic problems that impact watersheds: increasing temperature, extremely weather conditions such as hydrological extremes, and dry periods.

Ecohydrology can be applied to improve the balance, hydrology-biological components – bio technologies (natural wetlands, artificial wetlands, nutrient control).

Ecohydrology will be a useful tool in maintaining ecosystem diversity: aquatic ecosystems, wetlands, natural forests that will act as a buffer against climate change, pollution and contamination.

Ecohydrology will be an important tool in the assessment and evaluation of ecosystem sustainability, ecosystem services, and will be a key concept to the knowledge of interaction between the hydrological cycle and sustainability of ecosystems.

Therefore altogether with the *institutional, participative, information, finance, environmental policy*, applied to the watershed management, the vast technological tools, existing –ecological indicator, ecological economics, ecotechnologies, ecosystems services, ecological modeling, systems ecology– should be extensively used to promote the bridge between the ecological knowledge and the environmental management.

As pointed out by Zalewski [15] the management of a watershed has to be based on a multidimensional goal integrated in the following areas: water resources, biodiversity, ecosystem services, resilience and cultural heritage. Thus the integration of environmental, engineering and social sciences is vital to this watershed concept.

The concept of rivers capes introduced by Wantzen *et al.* [16] “can be regarded as an interface of aquatic and terrestrial conditions controlled by complex interactions of many factors: hydrology, sediment transfer, soil – vegetation dynamics, biogeochemical processes and other biotic interactions and finally by land use and pollution” (sic).

These authors propose the integration of Culture, Technologies, Economy, Governance, centered on rivers as cultural vectors, reducing thus political conflicts and sustain resources on a more equitable basis.

6. The role of monitoring and sustainable ecological research on the watershed management

Monitoring and sustainable research have an important role in the watershed management. Long term ecological research on a watershed and a well-designed and advanced technological monitoring system will provide stakeholders, decision makers and the community with the necessary information of the structure and function of the watershed. Monitoring will help in the detection of impact source; if adequately distributed in spatial/time scales will help in the detection of extremes and disasters of natural or artificial origins (contamination, pollution such as oil spills, industrial discharges).

Integrated monitoring with the use of satellite images, drones real time evaluation of water, quality, climatological and hydrological cycles will be essential to describe the watershed status and its evolutions. Toxicological analysis, bioindicators are also important tools. Long term ecological research will promote the knowledge on biodiversity status, ecosystem services, structure and functions of aquatic and terrestrial system and will set up the basic science concept of the watershed as a complex, dynamic and interactive. Long term ecological research should be the responsibility of Universities and research institutes.

7. Conclusions

The integrated water resources management based on the watershed concept and approach as a unit is an advanced tool for the future of water management. Surface and underground waters are used for human consumptions, industrial application and processes and generation of hydropower as well as tourism and recreation, food supply or irrigation. Plants, animals and ecosystems consume water. Applied to surface and underground sources of water, the basic demands for quality of life include: i) protection from floods and droughts; ii) protection from water based and water borne diseases; iii) water of good quality; iv) production of food from lakes, rivers and reservoirs.

Public perception on water quality and of water for multiple uses is based on visual factors as primary determinants of water quality. Also the perceptions of multiple use of water are related to the proximity of the residence near a water body. This is

why a culture and concept of watershed are so important for water management. People are living in a watershed with specific boundaries and frontiers. The management of the watershed should include, technical, political, institutional and people's participation to be effective. Watershed management in the future has to stress and support strongly these components, the systemic vision and the planning strategy based on the water availability, water demand, watershed economy, society participation.

New and advanced technologies should include a bridge between ecology and environmental management incorporating several disciplines and tools. Long term ecological research strong science basis advanced monitoring will complete the basic data necessary for an advanced and integrated water resources management at watershed level [18, 19].

Bibliography

- [1] Young, G., Demuth, S., Mishra, A. and Cudennec, C. (2015). "Hydrological sciences and water security: an overview. Hydrological Sciences and Water Security: Past, Present and Future", *IAHS Publ.* 366, pp. 1-8.
- [2] Nakamura, M. and Rast, W. (2011). *Development of Integrated Platform Process*. Shiga, Shiga University and ILEC.
- [3] Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystem and Human Well Being: biodiversity synthesis*. Washington DC, World Resources Institute.
- [4] Tundisi, J. G. and Matsumura-Tundisi, T. (2013). *Limnology*. London, Taylor & Francis.
- [5] Jorgensen, S. E. et al. (2005). "Lake and reservoir management", *Developments in Water Science*, 54d., Elsevier.
- [6] Vollenweider, R. A. (1968). *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris, OECD, Tech Rep. DA 5/SCI/68.27.
- [7] Jimenez-Cisneros, B. (2015). "Responding to the challenges of water security: the Eighth phase of the International Hydrological Programme, 2014-2021. Hydrological Sciences and water security: Past, Present and Future", *IAHS Publ.* 366, pp. 10-19.
- [8] Tundisi J. G. (org.) (2014). *Águas do Brasil: análises estratégicas*. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências.
- [9] Braga, B. P. F. (2008) "Pacto federativo e gestão das águas. Dossiê Água", *Estudos Avançados. Univ. S. Paulo*, vol. 22, n. 63, pp. 17-42.
- [10] Jorgensen, S. E.; Tundisi, J. G. and Matsumura-Tundisi, T. (2013). *Handbook of Inland Waters Ecosystem Management*. London, Taylor & Francis.

[11] Rogers, P. (2006). "Water governance, water security, water sustainability", en: Rogers, P.; Llamas, M. R. and Martinez-Cortina, L. (eds.): *Water crisis: Myth on Reality*. London, Taylor & Francis.

[12] European Union (E. U.) (s.f.). *Water Framework Directive integrated river basin management from Europe*. Ec. europe.eu/environment/water/waterframework/index-em.html.2000 (Last update 08/06/2016).

[13] Braga, B. F. P. (2008). "Gestão de bacias hidrográficas", *Estudos Avançados. Univ. S. Paulo*, vol. 22, n. 63, pp. 43-60.

[14] Jorgensen, S. E. (2016). "Ecohydrology as an importante concept and tool in environmental management", *Ecohydrology & Hydrobiology* 16, Elsevier, pp. 4-6.

[15] Zalewski, M. (2016). "New challenges and dimension of Ecohydrology – enhancement of catchments sustainability potential", *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16, Elsevier pp. 1-3.

[16] Wantzen, M. K. et al. (2016). "River culture: an ecosocial approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes", *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16, Elsevier, pp. 7-18.

[17] Likens, E. E. (1992). *The Ecosystem Approach: its use and abuse*. Oldendorf, Luhe, Ecology Institute.

[18] Tundisi, J. G. and Matsumura-Tundisi, T. (2016). "Integrating ecohydrology, water management and watershed economy: case studies from Brasil", *Ecohydrology & Hydrobiology* 16, Elsevier, pp. 83-91.

[19] Tundisi, J. G. and Straskraba, M. (1999). *Theoretical reservoir ecology and its applications Brazilian Academy of Sciences. International Institute of Ecology*. SP, Brazil, Backhuys Publication. S. Carlos.

[20] Tundisi, J. G. et al. (2015). "Urban Waters in Brazil", in: *Urban Water: challenges in the Americas. A perspective from the Academies of Science*. IANAS; IAP; UESCO; IHP, pp. 86-111.

RESUMEN

El propósito de este documento apunta a proveer una idea acerca de los contenidos, enfoques y metodologías utilizadas desde la economía, para facilitar la toma de decisiones en la gestión del agua y su ambiente, siempre con miras al logro de una Gestión Integral de los Recursos Hídricos.

El caso particular del agua impone la necesidad de observar un enfoque interdisciplinario, que sea capaz de involucrar todos los sectores interesados en el recurso, y abarque el conjunto de instituciones participantes en su uso y conservación. Respetando estos lineamientos, se procede a tratar la compleja caracterización económica del agua y su ambiente, partiendo desde los distintos paradigmas existentes acerca de los determinantes del agua y el ambiente.

Dada la omnipresencia del agua en todas las actividades humanas, se procede a identificar sus funciones en cuanto al bienestar de la sociedad; se analiza su naturaleza económica como bien público o privado, se identifican los métodos para determinar el valor económico del agua. Se destaca la crucial diferencia en la valoración económica entre bienes públicos y bienes privados. Se presenta el valor económico total del agua como la suma de sus funciones como bien público, privado, e incluso como de no uso. Finalmente, se hace mención específica respecto del rol y valor de los humedales.

Palabras clave: *Economía del agua; economía ambiental; valor del agua y su ambiente; bienes públicos; externalidades; valor de los humedales.*

ABSTRACT

The purpose of this document aims to provide an idea about the contents, approach and methods utilized in economics to facilitate the process of decision making in water and its related environment management, aiming towards an Integral Water Resources Management.

The particular case of water resources imposes the need to utilize an interdisciplinary approach, involving all the sectors and institutions related to its use and conservation. Within this context, the paper deals with the complex economic characterization of water and its related environment, starting out from the existing paradigms about the determinants of the value of water resources.

The water resources are needed for the existence of life, which includes the satisfaction of multiple human needs. In this direction, the paper proceeds to identify its role in social welfare. In this regard, the economic nature of water is analyzed as a private and as a public good, in which cases economic methods to determine the value of water are described. It is stressed the crucial difference in economics between public and private goods. The total value of water is determined as the addition of the value in private use, public use, and no use. Finally, specific mention is made about the multiple role and value of wetlands.

Key words: *Water economy; Environmental economy; Water value and environment; Public goods; Externalities; Wetland value.*

Economía del agua y su ambiente

Armando Llop, PhD.¹



1. Economía, ambiente y sociedad

Se dice que la Economía es la ciencia social que nace de la escasez de los bienes (públicos o privados) que se requieren para atender las distintas necesidades o finalidades del hombre. Este concepto debe ajustarse a la variada naturaleza y dinámica de nuestros complejos sistemas socioambientales a los que pertenecemos y que sustentan la vida, la calidad ambiental y la viabilidad de un desarrollo económico sustentable.

2. Caracterización económica del agua y el ambiente

Cuando se aborda el problema del valor económico del agua o del ambiente, es importante partir, como lo hace Azqueta Oyarzun (1995), de las distintas posiciones filosóficas admisibles: por un lado, están todas aquellas posturas que le asignan al ambiente y a los recursos naturales un valor intrínseco, *per se*. Esto es, se admite que tienen valor por su sola existencia. En el otro extremo, están aquellas posiciones que comparten una ética antropocéntrica, según la cual las cosas *tienen valor en tanto se lo asignen las personas*. En el análisis económico tradicional se adopta la segunda posición.

Para poder aproximar el valor del agua a la segunda acepción arriba definida, se debe partir del reconocimiento

¹ Instituto Nacional del Agua, Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.

de las funciones que efectivamente cumple y las necesidades sociales que satisface. En este sentido, puede decirse que el agua cumple las siguientes funciones que afectan al bienestar de la sociedad:

- ▶ El agua se usa como *insumo en la producción y provisión* de una gran cantidad de bienes y servicios económicos.

- ▶ Es el componente imprescindible de los sistemas ecológicos que proporcionan los *medios para sostener toda clase de vida*: bosques, selvas, humedales, mares, etcétera.

- ▶ Es el componente primordial de *bienes naturales* (amenidades ambientales) tales como ríos, glaciares, lagos, paisajes, etc., que satisfacen necesidades sociales.

- ▶ Actúa como *receptora de residuos y deshechos* de toda clase causados por la producción y el consumo de la sociedad.

- ▶ El agua es un bien que presenta muchas características diferenciales cuando se lo compara con un bien ordinario, por lo que se debe ser muy cuidadoso cuando se intentan tomar decisiones relativas a su asignación, uso y conservación. Se comporta como bien público y privado, según la situación.

Es interesante destacar en este punto, que la economía ambiental, al reconocer la presencia del valor no uso, adopta una concepción altruista en el comportamiento humano. Esto crea un estrecho puente entre los dos opuestos paradigmas arriba mencionados, de que el agua tiene valor en la medida que brinda utilidad a la sociedad vs. que tiene un valor intrínseco por su sola existencia.

3. Naturaleza económica de los bienes públicos y privados

Los *bienes privados* son todos aquellos que se transan en el mercado: pueden ser utilizados únicamente por quien los adquiere o los posee, lo que determina que están sujetos a la competencia entre los consumidores que puján por su apropiación. Lo que indica *competencia o rivalidad* por su apropiación. En el mercado, aquel que no está dispuesto a pagar el precio del bien, queda automáticamente excluido de su apropiación. A esto se denomina *principio de exclusión*.

Un *bien público* es totalmente lo opuesto. Un paisaje, la montaña, un lago, constituyen bienes que satisfacen necesidades humanas, y por lo tanto tienen valor. En estos casos, para poder gozar de cualquiera de estos bienes, *no existe competencia ni*

rivalidad, ya que el goce de un observador no interfiere con el disfrute de terceros visitantes (en tanto no haya congestión). Por otro lado, *ninguna persona puede ser excluida del consumo del bien*, por lo que no se aplica el principio de exclusión. Como nadie en particular puede apropiarse de los beneficios del bien público, no existen incentivos privados para conservarlo. Así que es el Estado o la acción colectiva quien debe asumir tal rol.

Los *bienes comunes* son aquellos en los que nadie puede quedar excluido de su disfrute, como en el caso de los bienes públicos, pero se da rivalidad por su uso, como en los bienes privados. Esto hace que naturalmente se produzca la sobreexplotación de los mismos, fenómeno conocido como *la tragedia de los bienes comunes* (Hardin, 1968). Esto ocurre con el agua subterránea: todos tienen acceso a ella, y nadie tiene motivación para ahorrarla: si él no la usa, la usará el vecino.

Los *bienes mixtos* son aquellos que tienen características de bien público y privado de manera conjunta. Un ejemplo usual es el agua potable, donde a quien no paga se le corta el servicio (exclusión), pero a su vez, la provisión colectiva de agua segura evita costos de incidencia de enfermedades hídricas y sus consecuencias (gastos médicos, días de trabajo perdidos, etc.), que tienen características de bien público. Estos efectos son genéricamente denominados externalidades, que ocurren cuando alguien (una determinada persona, empresa o agente económico), en el proceso de realizar sus actividades normales, genera efectos de naturaleza física o química sobre terceras personas o cosas, que pueden ser beneficiosos o dañinos, y no existe ningún mecanismo de mercado que le permita la compensación económica por los efectos causados. Otra acepción de bien mixto proviene de la idea de “bienes meritorios o preferentes” (Head, 1974), que son aquellos bienes que, si bien pueden ser provistos por el mercado, este lo hará en cantidades demasiado pequeñas considerando el mérito que tienen para la comunidad. Los ejemplos típicos son la salud y la educación.

En este documento consideramos solo las *externalidades* causadas por efectos físicos o químicos, que son los conocidos *impactos ambientales*. Involucran procesos que afectan la salud humana, sistemas ecológicos, biodiversidad, producen degradación de recursos naturales, etc. Conceptualmente, para que exista una externalidad debe contarse con un emisor o productor de la casusa, un medio de transmisión o propagación y un receptor del impacto, como indica la figura 1.



Figura 1. Naturaleza física de la externalidad.

En la tabla 1 se presenta un esquema que sintetiza todo lo dicho acerca de la caracterización económica de los bienes. En ella se presentan ejemplos de bienes privados, públicos, mixtos, y se introduce la contaminación como mal (desbien) público.

TIPO DE BIEN	BIEN PRIVADO	BIEN PÚBLICO	BIEN COMÚN	BIEN MIXTO	BIEN (MAL) PÚBLICO
Casos	Silla Pan Lápiz	Paisajes Glaciares Cataratas del Iguazú	Agua subterránea Bosques Áreas naturales	Agua potable Educación Salud	Contaminación
Rivalidad en el consumo	Sí	No	Sí	Sí	No
Exclusión: el que no paga, queda excluido	Sí	No	No	Sí/No (según política social)	No

Tabla 1. Caracterización de los bienes.

4. El valor económico del agua

Sabemos, por la construcción teórica arriba presentada, que la demanda privada tiene que ver con el uso directo que un individuo o una comunidad realizan por el agua, y que la demanda pública o social expresa la valoración de todos aquellos elementos que no pasan por el mercado, que son los que tienen características de bien público. En este sentido, la economía ha

avanzado notablemente en estos aspectos, llegándose a un importante consenso entre economistas –y no economistas– acerca de cuáles son los principales componentes que conforman el *valor económico total del agua y su ambiente*, conceptos que en gran medida trascienden la original visión de la economía neoclásica.

La figura 2 presenta un bosquejo simple donde se han establecido todos los componentes que proporcionan valor al agua, que son el valor de uso directo (VUD), el valor de uso ambiental (VUA) y el valor de no uso (VNU).

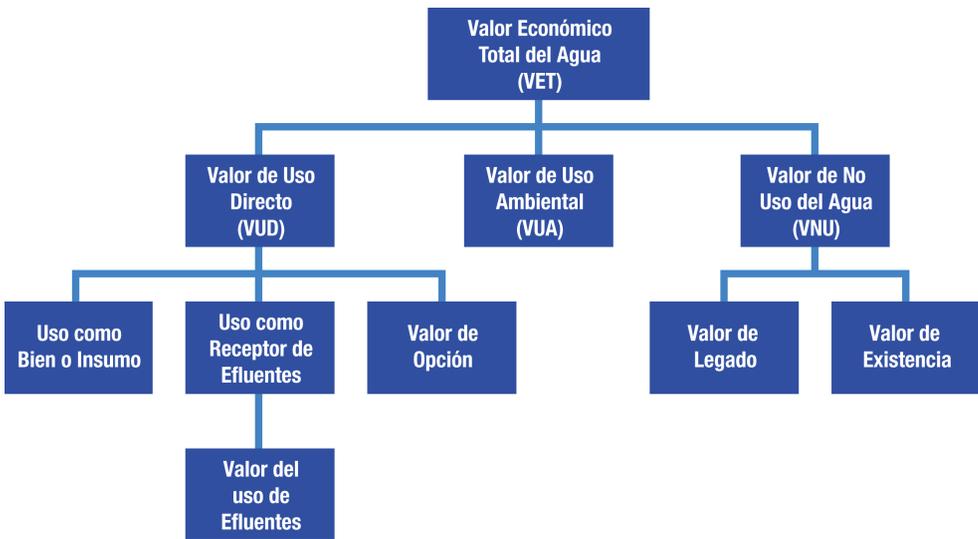


Figura 2. Composición del valor económico total del agua (VET).

Se entiende por VUD todos aquellos en los que la persona u ente que utiliza el agua recibe un beneficio pecuniario por tal uso, en cuyos casos el recurso presenta características de bien privado. En primer lugar, en la figura 2 aparece el valor del agua como bien (un usuario de agua potable) o como insumo (caso de una empresa que necesita del recurso para llevar adelante su proceso productivo).

En segundo lugar, se presenta el agua como receptor de efluentes, donde la finalidad es utilizarla como vehículo para disponer de residuos indeseables, tales como salubridad, altos

costos de tratamiento o degradación ambiental por su acumulación. Esto en realidad produce el traslado del problema que ocasionan los desechos hacia el sitio donde se disponen los mismos. Es claro que en estos casos la persona o ente recibe los beneficios de “sacarse de encima” los desechos, que si no son adecuadamente tratados, generan costos a los receptores de tales efluentes. Esto no es otra cosa que la típica externalidad inherente a la contaminación. Como contraparte del uso como receptor de efluentes, en la figura 2 se puede observar el valor de reuso de los mismos, que es el valor que se obtiene de aquellas actividades que utilizan los efluentes como insumo, que se genera al uso, tales como riego restringido, uso industrial, etcétera.

El valor de opción, en tercer lugar, se refiere al valor que un individuo está dispuesto a pagar por conservar servicios ambientales del agua para mantener la opción de utilizarlos en el futuro. Es un consumo potencial, que puede o no realizarse, pero el individuo valora su disponibilidad futura para su eventual consumo. Un caso paradigmático puede ser el caso del glaciar Perito Moreno, que es una reconocida unicidad ambiental. ¿Quién no estaría dispuesto a pagar por su conservación?

La figura 2 muestra, a continuación, el valor de uso ambiental del agua. Este radica en el ya referido mantenimiento de los sistemas ecológicos, que proporcionan los *medios para sostener toda clase de vida*, y de los *bienes naturales* tales como ríos, glaciares, lagos, paisajes, otras amenidades ambientales, etc., que satisfacen necesidades sociales. Sin este uso, no hay vida en el planeta.

El último componente de la figura 2 habla del *valor de no uso*. Hoy se admite la posibilidad de un beneficio personal a través de un consumo potencial, semejante al valor de opción, pero desde una visión altruista, en la que considera la valoración del disfrute del bien por parte de terceras personas, que puede ser la propia descendencia (valor de legado), o de la valoración de bienes por su sola existencia. En esta figura se establece que el valor económico total (VET) del agua (u otro recurso ambiental) resulta de la suma de todos los valores mencionados, de manera tal que:

$$\text{VET}=\text{VUD}+\text{VUA}+\text{VNU}$$

La figura 3 constituye una síntesis de todos los beneficios inherentes a los distintos destinos del agua, cuya elaboración se inicia a través de los trabajos interdisciplinarios organizados por

Valor del Agua = Beneficios producidos por el agua

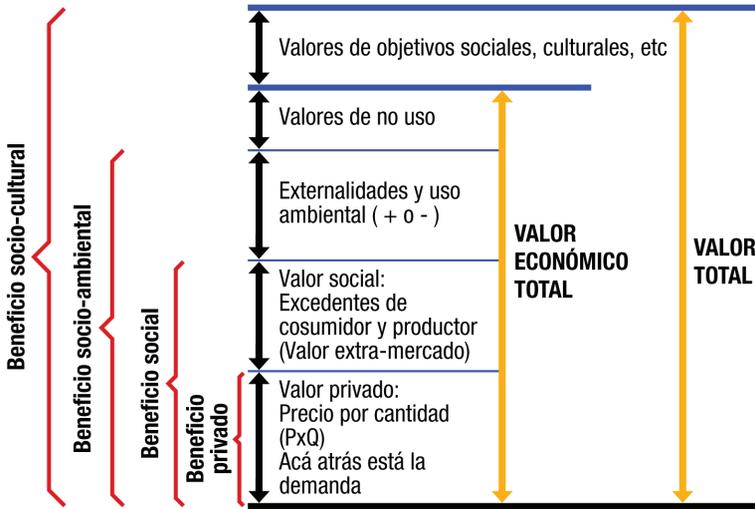


Figura 3. Anatomía del valor del agua.

La Global Water Partnership (GWP) en América del Sur a partir del año 2000. La versión que acá se presenta contiene adaptaciones del autor.

La figura 3 presenta los distintos ámbitos que deben considerarse en la valoración total del agua (privado, social, socioambiental y sociocultural), de gran utilidad cuando se intenta una cuantificación económica del valor del agua, pues cada ámbito requiere una metodología particular para su cuantificación, lo que se presenta en las restantes secciones de este trabajo.

La figura 3 describe la manera en que los distintos componentes del valor del agua se suman para determinar el valor total del agua. Las figuras 2 y 3 marcan claramente que en todo sistema hidro-socioambiental existen cuantiosos beneficios sociales, ambientales y culturales que tienen características de bienes públicos, cuya existencia y magnitud en muchos casos no son fácilmente observables, a lo que colabora el hecho que no hay que pagar por ellos. A esto hay que agregar que, de acuerdo con Fisher (1981), se puede demostrar que el valor del agua asignada a funciones públicas (uso ambiental) aumenta secularmente en relación con el valor del agua asignada a fines privados. Este razonamiento surge de considerar que los

recursos naturales y ambientales no son producibles, mientras que el común de los bienes transables están sujetos a actividades productivas, en las que la tecnología juega un importante rol en el aumento de la eficiencia y productividad. Esto es, pueden producir cada vez más unidades con la misma cantidad de recursos. Los recursos naturales y ambientales son no producibles, por lo que la única opción es ahorrarlos.

En general, los beneficios están asociados al concepto de demanda. Se define la demanda de agua para consumo como la relación entre el precio que el consumidor está dispuesto a pagar y la cantidad de agua que efectivamente consume a ese precio. El concepto de demanda puede ser representado como una función con pendiente negativa entre precios y cantidades como indica la figura 4.

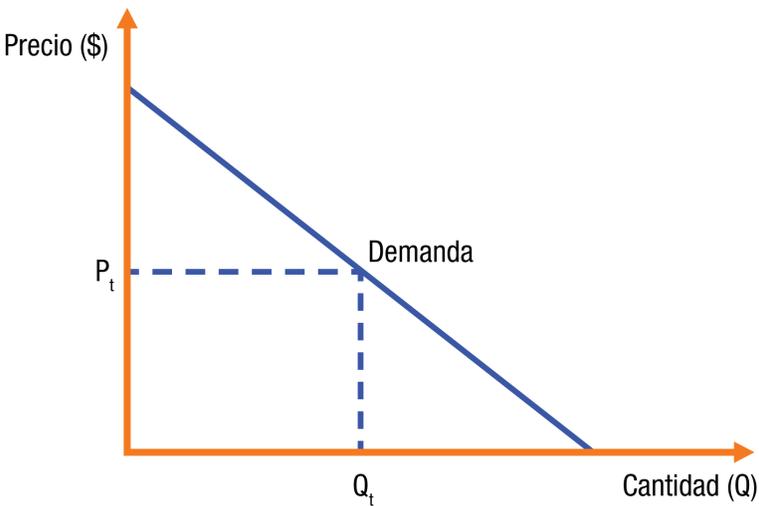


Figura 4. La función de demanda para un individuo.

Para una población o una comunidad, la demanda agregada (o total) es la suma de las demandas individuales. Ahora bien, la principal diferencia entre un bien privado y un bien público es la manera en que se calcula la demanda agregada.

Para un bien privado, la agregación se realiza sumando horizontalmente las demandas de los individuos involucrados, como se indica en la figura 5. Se dice entonces que la relación

del consumo individual relativo al consumo total para un bien ordinario es una relación de suma, mientras que la relación de precios para cada consumidor y el precio agregado es una relación de igualdad.

Para un bien público ocurre lo contrario. Este está dado en cantidades fijas (por ejemplo, el glaciar Perito Moreno, que no se puede fraccionar) y cada individuo que tiene acceso al mismo lo consume en su totalidad. Entonces, el valor del bien es la suma de lo que todos los individuos están dispuestos a pagar. Se puede decir entonces que la relación entre la cantidad consumida por cada individuo y el consumo total es una relación de igualdad, mientras que la relación entre el valor (precio) individual y el total es una relación de suma, como se presenta en la figura 5.

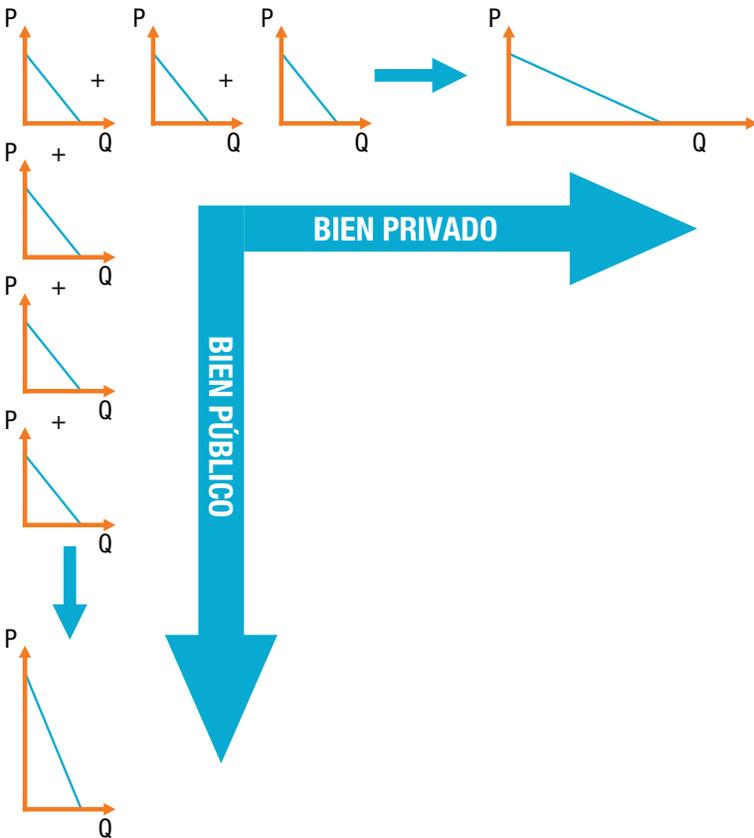


Figura 5. Agregación de la demanda para bienes públicos y bienes ordinarios.

Esta diferencia determina distintas metodologías para valorar ambos tipos de bien. Para un bien ordinario, el precio de mercado es directamente observable, y al multiplicarlo por la cantidad transada, se obtiene en valor total del bien o producto involucrado. Para un bien público, los precios (lo que los individuos están dispuestos a pagar) no son observables. En consecuencia, la valoración del bien debe ser indirecta, lo que hace mucho más difícil realizar una estimación del valor total del mismo (Llop, 2008a y b).

5. Evaluación impactos ambientales y valoración de recursos ambientales

La evaluación económica de externalidades y de recursos ambientales es uno de los capítulos más modernos de las ciencias económicas, que se ha manifestado a través del desarrollo de un amplio abanico de metodologías surgidas como respuesta a la toma de conciencia de la sociedad sobre la importancia del ambiente y su esencial rol en lo que hace al desarrollo sustentable. Específicamente, los esfuerzos se han orientado a satisfacer la necesidad de establecer criterios económicos para decidir acciones que involucran a los recursos naturales y el ambiente, que normalmente ostentan características de bienes públicos. A continuación se mencionan los métodos más utilizados.

Cambios en la productividad de los recursos: por ejemplo, casos en donde la deforestación o inapropiadas prácticas culturales facilitan la erosión hídrica, se reduce la productividad de los suelos, se reduce la infiltración y recarga de acuíferos, los sedimentos aceleran el azolvamiento de presas, etc. Todos estos procesos se pueden evaluar a través del valor de las pérdidas económicas por una menor producción o por mayores costos. También se dan en la explotación de yacimientos de combustibles fósiles, la sobreexplotación de acuíferos, eutrofización de cuerpos de agua por la contaminación en las cuencas altas aguas, salinización de cuerpos de agua destinadas al riego o agua potable, o impactos del cambio climático.

Costos evitados o inducidos: este método se aplica en aquellas situaciones en las que hay que decidir qué es lo que más le conviene a la sociedad, si incurrir en los costos necesarios para impedir un cierto impacto ambiental o incurrir en los costos de

dejar que tal impacto ocurra. Los daños (costos) se evitan al tomarse acciones correctivas (que tienen sus costos). Si no se toman las medidas correctivas, se incurre en los daños. La idea es tomar la decisión de menor costo.

El método de *costos de viaje* se aplica a las llamadas amenidades ambientales, y se basa en observar cuánto están dispuestos a pagar los visitantes al visitar el lugar para su disfrute. Se basa en encuestas que se realizan a los visitantes al bien ambiental.

El método de *precios hedónicos* se aplica a casos que involucran propiedades inmuebles (viviendas, terrenos, fincas) que ostentan una amplia gama de atributos. Una vivienda tiene aspectos tales como la estructura física, superficie del terreno, el medio social en que se encuentra, la accesibilidad a servicios, la calidad ambiental y estética del medio, etc. Bajo el supuesto de que todos esos atributos inciden en el precio de mercado de la propiedad, el "precio" de una variable ambiental puede estimarse estadísticamente tras un análisis de regresión múltiple.

El método de *valuación contingente* consiste en preguntarles directamente a las personas cuánto estarían dispuestas a pagar por tener acceso a un bien público, o para colaborar en su conservación. Al tratarse de un bien público, que naturalmente debe ser financiado por todos y donde nadie puede ser excluido, los beneficiarios pueden tentarse a ocultar su preferencia para pagar menos. Para evitar este posicionamiento estratégico se plantea al entrevistado una situación hipotética en la que quedaría excluido del disfrute del bien si no paga. Al incorporar de esta manera el principio de exclusión, se crea un mercado hipotético que le facilita al encuestado responder cuánto estaría dispuesto a pagar.

El método de *costo efectividad* fue inicialmente propuesto por Baumol y Oates (1988), quienes simplemente propusieron hacer uso del conocimiento de otras ciencias para determinar niveles óptimos de contaminación. En este contexto, no tiene sentido cuantificar los beneficios de alcanzar los estándares de calidad, sino simplemente tratar de encontrar la alternativa de mínimo costo para alcanzar los mismos. Esto es, encontrar la alternativa costo efectiva.

A estos métodos de profusa utilización, les siguen otros métodos utilizados en circunstancias más específicas, tales como: costo de oportunidad; gastos preventivos; costo efectividad de la prevención; capital humano; etcétera.

6. El valor de los humedales

Los humedales constituyen uno de los ecosistemas más subvaluados, a pesar de que ofrecen una gran cantidad bienes y servicios que son vitales. Esto es así porque la mayoría de ellos ostenta características de bien público, que son de todos y no son de nadie, y por sus características no se pueden transar en el mercado.

Entre los tantos beneficios, siguiendo a la World Wild Fund (WWF, s.f.), podemos citar: *control de crecidas*, donde pantanos naturales, turberas, mallines, actúan como esponjas laminando las crecidas producidas por precipitaciones o grandes derrames; *purificación del agua*, al actuar como filtros que eliminan partículas y elementos tales como nutrimentos (N, P, K), metales pesados, contaminantes orgánicos, etc., lo que constituye un tratamiento terciario; permiten la producción de alimentos tales como arroz, dieta básica de varios billones de personas en el mundo; *protegen las costas y riberas* contra efectos devastadores de huracanes o tsunamis, donde arrecifes, manglares, estuarios actúan como frente de defensa contra tales fenómenos; sustentan *valores culturales* que provienen del hecho que a lo largo de la historia, muchas comunidades se han asentado alrededor de humedales donde han basado su desarrollo, historia, religión, etc.; proveen *materiales y medicinas*, tales como leña para cocinar, techos de paja, fibras para textiles, etc.; brindan áreas de recreación donde se puede practicar pesca, natación, estudios de biodiversidad, snorkelling, etc.; constituyen el *hábitat natural* de un 40% de las especies en existencia, y son básicos para el mantenimiento de la biodiversidad, esenciales como *refugio para aves migratorias*, que presentan la máxima magnitud en la actividad migratoria de las especies vivientes.

Estimar el valor de los humedales es tarea difícil, precisamente por la característica de bien público de sus servicios. No obstante merced a las metodologías arriba presentadas, esto es posible. Una estimación realizada por la World Wild Fund (WWF, s.f.) en 2004 muestra que los servicios que prestan los humedales de Estados Unidos ascienden a un valor anual de US\$676.846.000, en el cual se evalúan las siguientes funciones renovables: control de crecidas, pesca, recreación, filtrado del agua, biodiversidad, caza, oferta de agua, materiales y leña. El valor de los humedales de esta manera cuantificados, ascendió a US\$ 5582 por año. En la tabla 6 se presenta la manera en que

este valor es agregado.

FUNCIÓN DE LOS HUMEDALES	VALOR ECONÓMICO DE LOS HUMEDALES. MEDIANA (\$US/acre/year, 2000)
Control de crecidas	1146
Pesca recreativa	924
Amenidades/Receación	1215
Filtrado del agua	711
Biodiversidad	529
Habitat vida sivestre	496
Caza recreativa	304
Oferta de gua	111
Materiales	111
Leña	35
Total	5582

Figura 6. Mediana del valor económico de los humedales de Estados Unidos.

7. Conclusiones

En este documento se han presentado las bases teóricas de la economía de los recursos naturales, específicamente los recursos hídricos, y de la economía ambiental. Así mismo, se han mencionado las bases para poder cuantificar económicamente los sistemas hidroambientales, y los principales sectores o componentes que los constituyen. Aspectos de este trabajo a destacar son:

- ▶ El análisis se realiza apuntando a una Gestión Integral de los Recursos Hídricos.

- ▶ La economía ambiental, al reconocer el valor de no uso, crea un estrecho puente entre los dos opuestos paradigmas: que el agua tiene valor en la medida que brinde utilidad a la sociedad vs. que tiene un valor intrínseco por su sola existencia.

- ▶ Reconoce la multiplicidad de funciones socioambientales del agua como: insumo en la producción; sustentar toda clase de vida; es componente primordial todos los sistemas naturales (bosques, selvas, humedales); es vehículo de eliminación de residuos y deshechos, y actúa en su degradación.

▸ La caracterización económica del agua indica que esta se comporta multidimensionalmente como bien público o privado. Puede aducirse que el valor del agua asignada a funciones públicas (uso ambiental) aumenta secularmente en relación al agua puesta con fines privados.

▸ El valor económico total (VET) del agua (que puede considerarse un recurso ambiental) resulta de la suma del valor de uso directo (VUD), el valor de uso ambiental (VUA) y del valor de uso (VNU).

▸ Es clave para la evaluación económica reconocer que el valor de un bien privado es su precio (de mercado), mientras que el valor de un bien público es la suma de lo que están dispuestos a pagar todos y cada uno de los usuarios (precios individuales, subjetivos).

Bibliografía

Azqueta Oyarzun, D. (1995). *Valoración económica de la calidad ambiental*. Madrid, Mc Graw-Hill.

Baumol, W. y Oates, W. (1988). *The theory of environmental policy*. Cambridge, Cambridge University Press.

Fisher, Anthony (1981). *Resource and Environmental Economics*. New York, Cambridge University Press.

Hardin, G. (1968). "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162(3859), pp. 1243-1248.

Head, John G. (1974). *Public Goods and Public Welfare*. Durham, Duke University Press.

Llop, A. (2008a). *Economía del Agua y del Ambiente*. Mendoza, Instituto Nacional del Agua, CELA.

— (2008b). *Principios básicos de economía aplicada*. Mendoza, Instituto Nacional del Agua, CELA.

World Wild Fund (WWF) (s.f.). "The value of wetlands", disponible en: http://wwf.panda.org/about_our_earth/about_freshwater/intro/value/ (accedido en agosto de 2016).

Abraham, Elena María. “Agua, desertificación y cambio climático en las tierras secas”

RESUMEN

El agua es esencial para la vida, especialmente en las tierras secas, que comprenden todos los ecosistemas donde el aprovisionamiento de agua es limitado. Estas representan el 40% de las tierras emergidas del planeta, extendiéndose por todos los continentes excepto en la Antártida. Como el recurso hídrico se vuelve escaso en estas regiones, su manejo sustentable se convierte en una alta prioridad. Es objetivo de este trabajo es identificar los principales desafíos y oportunidades de las tierras secas, resaltando la importancia de los recursos hídricos para la vida y la producción.

Para ello se presentan las características de las tierras secas, su extensión en Argentina y los principales procesos que las amenazan: la desertificación y el cambio climático, tomando como caso la región más árida del país: el centro oeste y el monte.

Se analizan distintos modelos de desarrollo propuestos para las tierras secas, experiencias de manejo sustentable de la tierra y lecciones aprendidas para el desarrollo local con recursos endógenos del territorio, medidas exitosas de lucha contra la desertificación y de adaptación a los procesos del cambio climático.

Palabras clave: *Tierras secas argentinas; desafíos y oportunidades; recursos hídricos; participación; desertificación y adaptación al cambio climático.*

ABSTRACT

Water is essential for life, especially in drylands, which comprise all ecosystems where water supply is limited. These represent 40% of the world's landmass, extending to all continents except Antarctica. As the water resource becomes scarce in these regions, its sustainable management becomes a high priority.

The objective of this work is to identify the main challenges and opportunities of drylands, highlighting the importance of water resources for life and production. For this purpose, the characteristics of drylands, their extension in Argentina, and the main processes that threaten them are presented: desertification and climate change, taking the case of the most arid region of the country: the Monte Desert Biome in the central west.

Different development models proposed for drylands, experiences of sustainable land management and lessons learned for local development with endogenous resources of the territory are analyzed. They become thus on successful measures to combat desertification and adaptation to climate change processes.

Key words: *Argentinean drylands; challenges and opportunities; water resources; participation; desertification and adaptation to climate change.*

Agua, desertificación y cambio climático en las tierras secas¹

Elena María Abraham²



1. Introducción

Este trabajo reseña contribuciones ya publicadas sobre la temática [4, 6, 13, 14] con el objeto de contribuir al conocimiento de las tierras secas, especialmente en Argentina, sus desafíos y oportunidades, los problemas que las afectan y algunas lecciones aprendidas para su recuperación y puesta en valor con activa participación de los actores clave involucrados (comunidades y gobiernos locales, sector científico, comunidad científica internacional). De este modo se reconoce que Argentina es un país seco, con la mayor parte del territorio seriamente afectado por procesos de desertificación [1].

Entre las áreas más afectadas de nuestro país se encuentra la región los Andes secos centrales, donde la ecorregión del desierto del monte [21] es la más seca [12]. Dentro de ella, para el presente trabajo, se seleccionó el caso de la provincia de Mendoza, porque en la base de los problemas de desertificación se encuentra la concentración de políticas relacionadas con el uso del agua y del suelo.

Para comprender los retos que enfrenta la región, a los que a la actual situación de degradación de tierras/

1 Agradezco a todo el equipo de trabajo que desde siempre ha creído en el Proyecto, especialmente a Darío Soria y a los miembros de la comunidad pinkanta y a la Cooperativa Kanay Ken, que lo han hecho posible.

2 Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (IADIZA-CONICET), Mendoza, Argentina.
abraham@mendoza-conicet.gob.ar.

desertificación se suman los preocupantes escenarios del cambio climático [9], es necesario entender de manera integrada el estado del sistema actual, a través de metodologías de análisis de sistemas complejos, participativas, que sean capaces de reflejar no solo la gravedad del problema sino también las necesidades y demandas de las poblaciones locales involucradas. Para ello se describen sucintamente los fundamentos del enfoque y la evaluación integrada de la desertificación [11, 5] y las medidas de adaptación al cambio climático que están siendo desarrolladas.

Considerando la temática de Futuros Agua + Humedales, se ha prestado especial atención al desarrollo de la problemática de la dinámica de la oferta y demanda de los recursos hídricos en las tierras secas y sus consecuencias en la situación de todo el sistema.

Finalmente se intentará mostrar algunas lecciones aprendidas en la lucha contra la desertificación y la adaptación al cambio climático en el desierto de Lavalle, Mendoza, donde se está iniciando la tarea de recuperar las áreas afectadas con activa participación de las comunidades locales, fundadas en propuestas de desarrollo local basadas en los recursos endógenos del territorio y las demandas y necesidades de la población [15].

2. Tierras secas: fortalezas y restricciones, desafíos y oportunidades

2.1. Clasificación de las tierras secas

Las tierras secas abarcan una amplia gama de situaciones ambientales, comprendiendo desde los desiertos extremos (hiperárido) hasta los ecosistemas subhúmedos secos. Una rápida mirada a la etimología de las palabras permite identificar diferencias en este amplio rango. Así, tierras secas, proviene de la raíz indoeuropea *sic*: sequedad (sin precipitaciones, aludiendo a la causa) y de allí el latín *siccus* (*i*), seco. Árido deriva del latín *aridus* (*a-um*) adjetivo que significa seco, sediento, árido y del sustantivo *ariditas* (*atis*) aridez, sequedad. Finalmente la etimología de la palabra desierto viene de *deserta*, que en latín clásico significa deshabitado y de *desertum*, que en latín vulgar significa lugar desocupado, desertado [4].

Las tierras secas incluyen todas las regiones de la superficie terrestre donde la producción de cultivos, forraje, madera y otros servicios del ecosistema son limitados por el agua.

Formalmente, la clasificación de las tierras secas se basa en los valores del denominado “índice de aridez” (IA); esto es, la relación media anual entre la precipitación de un área y su evapotranspiración potencial. El IA es utilizado por la Convención de las Naciones Unidas en la Lucha contra la Desertificación (UNCCD, por sus siglas en inglés), a fin de clasificar las regiones de acuerdo con la categoría de aridez. De este modo, las regiones hiperáridas presentan un IA $<$ a 0,05; las áridas entre 0,05 a 0,20; las semiáridas entre 0,20 a 0,45 y las subhúmedas secas entre 0,45 a 0,70 [27]. En esta clasificación los desiertos son los sitios con mayores restricciones, localizándose desde el hiperárido al árido.

Siguiendo esta clasificación así como los resultados de la Evaluación de Ecosistemas el Milenio [23], las tierras secas se extienden sobre el 41% de la Tierra –casi la mitad de la superficie del planeta– y en ellas residen más de dos mil millones de personas, o sea, un tercio de la población humana. La gran mayoría de estas poblaciones de tierras secas viven en países en vías de desarrollo, en condiciones deficitarias en cuanto a bienestar humano, renta per cápita y salud, y con acelerados procesos de migración y pobreza. A pesar de esta condición, en las tierras secas se encuentra el 44% de los ecosistemas cultivados en el mundo y son responsables del 30% de las cosechas que se consumen. Son ecosistemas notables y complejos, abarcando campos de pastoreo, tierras agrícolas de laboreo, bosques y extensas áreas urbanas, desestimando la extendida percepción de que las tierras secas son extensas áreas vacías, estériles y deshabitadas. Las mismas proveen una larga lista de bienes y servicios, enumerados por el World Research Institute [32] en relación con la biodiversidad, el almacenamiento de carbono, la provisión de energía, de recursos hídricos, de forraje y ganado y la producción de alimentos.

Las tierras secas son hábitat de especies únicas, adaptadas a ambientes variables y extremos. Dichas especies cubren una amplia gama, desde microorganismos hasta grandes carnívoros. Algunas áreas han sido identificadas como especialmente importantes para la supervivencia de especies únicas. Por ejemplo, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la World Wildlife Fund (WWF) han identificado al menos 39 Centros de Diversidad Vegetal (CPD) en las tierras secas, los cuales presentan niveles especialmente altos de diversidad vegetal [33].

Las actividades humanas han alterado la cantidad de carbono que fluye y se almacena en diferentes depósitos. Para compensar el calentamiento global causado por el aumento de las concentraciones de carbono en la atmósfera, los países están buscando maneras de reducir el CO² de la atmósfera mediante el incremento de la capacidad de almacenamiento de carbono de la tierra. Las inmensas extensiones de tierras secas pueden almacenar grandes cantidades de carbono, la mayor parte en el suelo. Así, surgen como importantes actores para los principales esfuerzos de almacenamiento de este elemento a nivel mundial [33].

Las tierras secas ofrecen oportunidades para el desarrollo de energías alternativas como la eólica, la solar y la geotérmica, así como para la aplicación de tecnologías energéticas más eficientes, y se han convertido en principales destinos turísticos con su oferta de paisajes abiertos, vastos y pintorescos, así como por su riqueza cultural y de biodiversidad [33].

Más que cualquier otro uso, hoy en día, las tierras secas proporcionan forraje para la producción de ganado doméstico. Algunas de las mayores densidades de ganado en el mundo se encuentran en las zonas áridas de Asia, África, Oriente Medio y América del Sur. Desde ganado vacuno, ovejas y cabras, a caballos y camellos, las tierras secas soportan una gran variedad de animales domésticos que se convierten en la fuente de carne, leche, lana, fibras y cuero para los seres humanos. Los ecosistemas de tierras secas también se utilizan ampliamente para la producción de alimentos. Muchos de nuestros principales cultivos, como el trigo, la cebada, el sorgo y el mijo, se originaron en las tierras secas. Hoy en día, las variedades silvestres de estos centros de origen sirven como fuentes de material genético de plantas para el desarrollo de variedades de cultivos resistentes a la sequía [33].

A menudo, con limitados recursos de agua dulce, las tierras secas son fuentes importantes de agua para beber, regar los cultivos y abastecer importantes humedales. Las cuencas hidrográficas en las tierras secas presentan una gran diversidad en cuanto a los asentamientos humanos, albergando desde densidades muy bajas de población (1 habitante/km²) como en el desierto de Atacama en Chile, hasta altas densidades de población (cerca de 400 habitantes/km²) como en los desiertos costeros de Perú que albergan, por ejemplo, a la ciudad de Lima.

Las tierras secas presentan una alta variabilidad en las condiciones climáticas, y la población depende estrechamente de los servicios ecosistémicos –especialmente agua– para cubrir sus necesidades básicas. Las comunidades locales y las culturas tradicionales han adoptado prácticas que optimizan la escasa oferta hídrica de los desiertos, adaptándose a bajos consumos. Actualmente, con el protagonismo de los sistemas urbanos, la ocupación a escala del territorio y la creciente complejidad de los usos del suelo, se simplifica la adaptación solo a la sistematización del uso del agua en complejos oasis irrigados, convirtiéndolos en territorios centrales de las cuencas, dejando las áreas no irrigadas como periferias subordinadas. Así, con limitaciones en los recursos disponibles y escasa población, los territorios secos no irrigados solo albergan actividades de subsistencia –principalmente relacionadas con estrategias de pastoreo extensivo– con círculos viciosos de pobreza y degradación, los que a su vez se expresan en procesos de desertificación. Enclaves relacionados con actividades extractivo-industriales, como minería y petróleo, escapan a esta situación, en la mayoría de los casos con alto impacto ambiental.

Las sociedades tradicionales muestran un bagaje enorme de prácticas de adaptación a las condiciones del desierto, respetando los límites de capacidad de carga, umbrales de resiliencia y capacidad de reproducción social. Las prácticas de manejo agro-silvopastoril, la colecta de aguas de lluvia, el uso y almacenaje de recursos subterráneos en pozos y represas son solo algunos ejemplos exitosos que aprovechan la amplia gama de bienes y servicios que ofrecen las tierras secas. Valorar estas experiencias implica posicionarnos críticamente en relación con los modelos de desarrollo asumidos por nuestras sociedades, impregnados por un modo de vida urbano. Desde esta visión hablamos de “vencer al desierto”, transformándolo y no conviviendo con él [10].

Las tierras secas enfrentan grandes desafíos, tanto biológicos como sociales, económicos y políticos, expresados en la competencia por el uso de la tierra y la apropiación de recursos estratégicos de agua y suelo. Esto conduce a la centralización de riqueza y poder, generando desequilibrios territoriales y falta de equidad social. La desertificación está asociada a la vulnerabilidad –entendida en conexión con riesgos y desastres– concepto que vincula la relación que tiene la gente con su ambiente, instituciones, fuerzas sociales y valores culturales.

La combinación que presentan las tierras secas de condiciones ambientales restrictivas con sistemas humanos con altos índices de pobreza ha conducido a su interpretación como ecosistemas con bajos niveles de resiliencia: una baja capacidad de reaccionar ante los impactos generados por presiones de uso. Si consideramos las poblaciones que viven y administran los recursos de tierras secas, esta idea debe ser revisada, dado que han demostrado capacidad para desarrollar sistemas de uso de los recursos que les han permitido enfrentar el amplio espectro de variabilidad que ofrecen estos ecosistemas. Estas sociedades han implementado estrategias de adaptación al cambio –cíclico o excepcional– a través de prácticas ligadas a la memoria colectiva y a estrategias de reproducción social. Estos conocimientos han permitido organizar las acciones ejercidas sobre los recursos y capacitan a los grupos sociales para dialogar con el cambio y ajustarse a él, permitiendo superar la base de incertidumbre que caracteriza a las tierras secas y colocándolos en un amplio margen por encima de las condiciones de variabilidad. Esto constituye un ejemplo para otros ecosistemas del mundo, también afectados por condiciones de variabilidad relacionadas con el cambio climático. Los habitantes de las tierras secas han sabido cómo dialogar, a través de los años, con escenarios de incertidumbre que se extenderán a otras áreas en un futuro cercano. Esto constituye una de las mayores preocupaciones de las convenciones ambientales y de los estados nacionales [10].

En un mundo cambiante, donde los territorios húmedos estarán sujetos a una sequedad progresiva, y viceversa, surge la necesidad de que aquellos que ya saben acerca de los cambios que implica la adaptación puedan transferir sus conocimientos.

3. Desertificación: el problema ambiental de las tierras secas

Según la definición adoptada por la UNCCD, las tierras secas susceptibles de ser afectadas por la desertificación comprenden las regiones áridas, semiáridas y subhúmedas secas –excluidas las regiones polares y subpolares y el hiperárido [27]–. Siguiendo este marco, el problema ambiental por excelencia que afecta a las tierras secas es la desertificación, causada por la variabilidad climática y por las actividades humanas. Cuando estos ecosistemas han sido sometidos a un uso abusivo de sus

recursos, pierden la capacidad de recuperarse y pueden entrar en una espiral de degradación que conduce a la desertificación: la pérdida de su capacidad a largo plazo de suministro de bienes y servicios a las poblaciones humanas. La desertificación implica todos los procesos de degradación de tierras en zonas secas y es el resultado de una combinación entre las actividades de sobrecarga de los seres humanos y las severas condiciones ambientales, particularmente las variaciones del clima y la sequía. Esta última producida cuando las lluvias han sido considerablemente inferiores a los niveles normales, causando agudos desequilibrios hídricos que perjudican los sistemas de producción agrícola. Un factor desencadenante de la desertificación es el mal uso de los recursos de tierras secas por tecnologías no adaptadas. La desertificación ocurre porque los ecosistemas de tierras secas son sumamente vulnerables a la sobreexplotación y el aprovechamiento inadecuado de la tierra. Según los avances del Millennium Ecosystem Assessment, y de acuerdo con Vogel and Smith [31], la degradación de las tierras secas es una cuestión de pérdida de resiliencia. La pobreza, la inestabilidad política, la deforestación, el pastoreo excesivo y las prácticas deficientes de riego reducen la productividad de la tierra y contribuyen al aumento de la pobreza. A su vez, la pobreza y la presión sobre los recursos originan la degradación de muchas de esas tierras secas alimentando este círculo donde consecuencias y causas se confunden permanentemente.

La palabra “desertificación” suele asociarse a la “formación de desiertos”, utilizándose indistintamente los términos “desertización” y a veces “aridización”. Por definición, la desertificación no es un problema de los desiertos: es la consecuencia de la sobreexplotación que los grupos humanos hacen de las tierras secas del planeta. El clima –fundamentalmente la recurrencia de fenómenos como las sequías– juega un papel catalizador, pero no es determinante del proceso. Sí lo son las prácticas agrícolas inadecuadas, el sobrepastoreo, la pérdida de la biodiversidad, los procesos de urbanización, la expansión de la frontera agropecuaria, el mal manejo del recurso hídrico que favorece el anegamiento y la salinización de los suelos, o los procesos de empobrecimiento de la población, que generan miseria y migración. Por lo tanto, es conveniente utilizar los dos últimos conceptos para los fenómenos relacionados únicamente con los procesos físicos y biológicos de las tierras secas, reservando el de desertificación para aquellos en que se comprueba

la interacción con lo antrópico [3]. Vale recordar que desertificación es un término aceptado por la Real Academia Española en la acepción que brinda la UNCCD.

4. Enfoque y evaluación integrada y participativa de la desertificación

Los mejores resultados para el conocimiento de los procesos de desertificación se obtienen a partir de estudios integrados, interdisciplinarios, enfocados al tratamiento de sistemas complejos [16], superando los enfoques simplistas o lineales de la realidad referidos a estructuras clasificatorias de las variables temáticas (suelo, agua, vegetación, demografía, etc.). Estos estudios deben contemplar dos dimensiones: espacial y temporal. Dentro de estas últimas, los estudios diacrónicos son los más apropiados para entender las causas y el dinamismo de la desertificación [3]. La complejidad de los procesos de desertificación puede ser aprehendida y evaluada a través de una metodología de evaluación integrada (EI) que incluya las múltiples relaciones entre los procesos que involucran factores biofísicos, socioeconómicos, políticos e institucionales, sistematizados en torno a la obtención y evaluación de indicadores y puntos de referencia para la medición de los indicadores, capaz de generar cambios a distintos niveles, tanto locales como regionales e internacionales.

Se presenta un procedimiento –aplicado en el estudio de caso– basado en la definición de un marco conceptual para el estudio de la desertificación a través de un proceso participativo, utilizando indicadores y puntos de referencia para evaluar el estado y las tendencias de los procesos [11]. Se considera como escalas de análisis la dimensión espacial y la temporal (procesos diacrónicos) para entender causas y consecuencias. La metodología utilizada se basa en el enfoque de sistemas complejos [16, 5], desde una óptica interdisciplinaria y multiescalar. El marco conceptual se establece siguiendo una serie de pasos lógicos, basados en la identificación y priorización de problemas en un territorio dado, a través de un proceso participativo que involucre a todos los actores, considerando las fuerzas conductoras –directas e indirectas– que provienen tanto de los factores biofísicos como de los socioeconómicos y políticos. El marco lógico establecido facilita la obtención de indicadores directamente referidos a los problemas priorizados, la definición de un

modelo de evaluación de estos indicadores y la identificación de las estrategias orientadas a la lucha contra la desertificación. Este proceso se inicia con un prediagnóstico de muy bajo costo, dado que se basa en un procedimiento pragmático, que utiliza y reelabora la mayor parte de la información existente y en el conocimiento que del problema tienen los diferentes actores que participan. Se constituye así en un proceso beneficioso para desarrollar una planificación estratégica basada en la comprensión de los procesos de desertificación, su impacto, las respuestas y el efecto de las acciones de remediación. La flexibilidad de esta herramienta permite adaptarla a marcos conceptuales y metodologías ya existentes, para reorientarla hacia la concreción de objetivos específicos. El objetivo es compartir el conocimiento preliminar sobre la estructura y el funcionamiento del sistema en estudio y de este modo plantear las medidas de intervención con un base mínima de realismo. Es imprescindible contar con un conocimiento básico de los procesos actuales, cómo y desde cuándo se desarrollan, cuáles son sus manifestaciones y sus efectos. Posteriormente se puede profundizar en todos los aspectos científicos necesarios para entender y mitigar el problema, con activa participación de los diferentes actores. En la figura 1 se bosqueja un esquema práctico del proceso, en un marco de planificación dirigida a la toma de decisión. El mismo ha sido aplicado en algunos países de América Latina [11].

5. Argentina: un país seco, afectado por desertificación

Entre los 22' y 55' LS, a lo largo de 3700 km, se extiende la porción continental de la Argentina con una superficie de 2.758.829 km². Esta gran extensión determina una amplia variedad climática, desde climas subtropicales al norte hasta los fríos en el extremo sur y en las zonas montañosas, con predominio de los templados en la mayor parte del país. Según el régimen hídrico [28] se divide al país en tres grandes regiones: la húmeda, que ocupa el 21% de la superficie; la subhúmeda y semiárida, con aproximadamente el 27,5% y la región árida –la mayor– que representa el 51,5% de la superficie, extendida sobre la porción occidental y sur del área continental. De este modo, la Argentina es el país de América Latina con mayor proporción de superficie árida, semiárida y subhúmeda seca. La relación entre la precipitación y evapotranspiración potencial

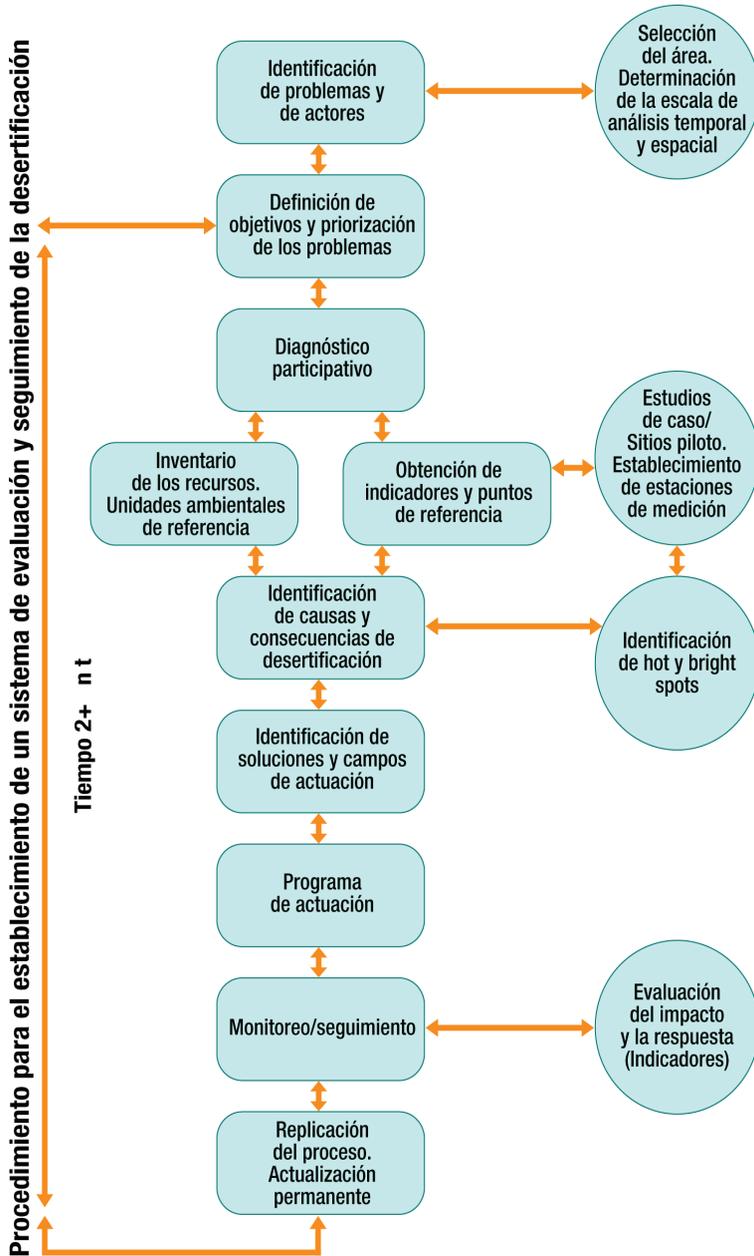


Figura 1. Esquema de un procedimiento participativo para el establecimiento de un Sistema de Evaluación y Monitoreo de la desertificación. Fuente: Abraham *et al.*, 2011 [11].

define áreas con predominio de regímenes hídricos deficitarios sobre alrededor del 70% del territorio.

Según el Programa de Acción Nacional [26], en estas áreas, la degradación de tierras avanza produciendo pérdidas en el 50% de la producción agrícola y el 47% de la ganadera. La magnitud de las pérdidas económicas y sociales se pone de manifiesto si se considera que allí vive alrededor del 30% de la población nacional. Un tercio de estos habitantes se hallan, además, bajo la línea de pobreza. Desde principios del siglo XIX, la superficie forestal natural de la Argentina ha disminuido en un 66%, principalmente por la sobreexplotación para la producción de madera, leña o carbón, el sobrepastoreo y la expansión de la frontera agropecuaria. De 106 millones de ha de bosque nativo que existían en 1914, en 1996 quedaban solamente 36 millones de ha, lo que significa solo el 33% del potencial original. En cuanto a la biodiversidad, el 40% de las especies vegetales y animales de las tierras secas se encuentra en peligro de desaparición [26]. Las más importantes actividades productivas de las tierras secas se desarrollan en los oasis de riego, que en total suman alrededor de 1,5 millones de ha. El 40% de esta superficie presenta problemas de desertificación provocados por la salinización y el revenimiento [2].

Las actividades extractivas e industriales sin procedimientos sustentables producen efectos degradatorios significativos. En realidad, el proceso que más preocupa no es solo la erosión del suelo, sino la pobreza que conlleva esta degradación del sistema. Los pobladores de estas áreas enfrentan problemas muy serios de tenencia de la tierra, litigios de títulos, ocupaciones, minifundios y latifundios, que unidos a las escasas alternativas productivas, al bajo valor de la producción y las dificultades de comercialización, producen escasez y migración. La mayoría de los estados provinciales con tierras secas presentan ingresos per cápita promedio inferiores a la media nacional, y los porcentajes de hogares con necesidades básicas insatisfechas duplican la media nacional. Una de las consecuencias es la marginalidad y exclusión en la periferia de las grandes ciudades. Dado que el 83% de la población argentina es urbana, no sorprende verificar entonces que uno de los mayores problemas de desertificación de Argentina es el generado por el crecimiento desordenado y anárquico de las zonas urbanas. La desertificación de áreas periurbanas tiene su origen en la presión social de grupos marginados y migrantes de áreas rurales [2].

En la región centro-oeste se destacan como problemáticas ambientales que conducen a la desertificación los riesgos naturales (sequía, aluvional, sísmico, volcánico, remoción y deslizamientos en masa, etc.), la erosión y la degradación de suelos, la baja eficiencia y productividad en el uso del agua, la deforestación y los desmontes, los incendios, el sobrepastoreo, la pérdida de biodiversidad, la contaminación atmosférica por fuentes móviles y fijas, la contaminación hídrica superficial y subterránea –especialmente por deficiencia en el tratamiento de efluentes industriales, cloacales y agroquímicos– y el déficit en la gestión de residuos sólidos. A esto se agrega la competencia por los usos del suelo y el crecimiento urbano sobre áreas frágiles [1].

5.1. Recuperando resiliencia a nivel nacional. El ONDyT

A fines de 2011, en un esfuerzo conjunto entre el CONICET y la entonces Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS), se crea el Observatorio Nacional de la Degradación de Tierras y Desertificación (ONDyT). Es esta una respuesta desde los sectores de la toma de decisión y los de generación de conocimiento a los serios procesos de desertificación que afectan las tierras secas argentinas, sumado a los de degradación de la tierra en regiones húmedas. Este esfuerzo aporta a la sinergia entre la capacidad institucional y los recursos humanos en la temática, poniendo en valor los resultados de proyectos exitosos como el Degradación de la Tierra en Tierras Secas (LADA), con la participación de gran número de instituciones de ciencia y técnica del país. El Observatorio está dirigido por una Comisión Directiva, conformada por la SAyDS, el CONICET, la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA), el INTA y el Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (IADIZA-CONICET). En esta última institución tiene su sede el Observatorio, en el CCT-CONICET Mendoza. El Observatorio se estructura además sobre la base de una Comisión Asesora que nuclea a las instituciones con incumbencia en la temática a nivel nacional, un gerente y grupos *ad hoc* científico-técnicos para resolver problemas específicos de trabajo. Está conformado por 15 sitios piloto representativos de las diversas regiones agropecuarias del país.

El Observatorio se constituye como una entidad sin fines de lucro, cuyo objetivo principal es proveer información relativa al

estado, las tendencias y riesgos de la degradación de tierras y la desertificación con el fin de elaborar recomendaciones referidas a la prevención, control y mitigación, para mejorar la toma de decisiones en torno a la gestión ambiental a nivel público y privado. Se monitorean los cambios en el uso de la tierra, los aspectos socioeconómicos, especialmente los relacionados con la producción, erosión del suelo y la disponibilidad de agua. A esto se sumará el estudio de los cambios en la flora y fauna, que pueden verse afectados a medida que la tierra se degrada.

Son principales tareas del Observatorio en el corto y mediano plazo: identificar la información disponible y realizar los acuerdos necesarios para su intercambio; identificar brechas/vacíos y demandas de información; armar una plataforma para su desarrollo; homogeneizar, seleccionar y evaluar la pertinencia de la información; garantizar la actualización, continuidad, robustez de la colección de datos y su procesamiento; agregar valor a las bases existentes; articular los conocimientos y actividades entre los distintos participantes e interesados; articular el financiamiento para aspectos prioritarios del proyecto; generar un Plan Comunicacional Integral y realizar actividades de formación de recursos humanos. Con la creación del Observatorio se han sentado las bases para un sistema nacional de monitoreo y evaluación de la desertificación a escala nacional y local, perfeccionando una metodología estandarizada de evaluación, el análisis de la situación de degradación de las tierras en el país y las capacidades instaladas en diferentes instituciones.

6. Manejo del agua en las tierras secas

No puede pensarse en una gestión sustentable de las tierras secas sin tener en cuenta el manejo integrado de los recursos hídricos. En todas partes, pero especialmente en este ámbito, el agua es un bien indispensable, y su manejo se constituye en un aspecto fundamental de la lucha contra la desertificación que empieza con el conocimiento del recurso que compone la oferta, su regulación y la demanda. Es necesario, por lo tanto, trabajar en un marco general de planificación y ordenamiento territorial, considerando el recurso hídrico en sus interacciones dentro del sistema ambiental. Siguiendo los conceptos de José Llamas [20], es bien conocido que la gestión de un recurso es tributaria del conocimiento que de él se tiene. En el agua esta

afirmación cobra grandes dimensiones, dado que si se la utiliza sin conocer sus posibilidades de autorrecuperación y renovación, pasa de ser un recurso renovable a uno limitado y vulnerable. Este conocimiento debe extenderse sobre su volumen total o disponible, su calidad, su variabilidad en el tiempo y en el espacio, sus efectos sobre el ambiente próximo o remoto, sus limitaciones nacionales o regionales y su comportamiento. Sin estos conocimientos, la gestión del agua carece de previsión y la planificación se convierte en una peligrosa ilusión con más incertidumbres que certezas.

Los problemas causados por el agua bajo su aspecto recurso (escasez, contaminación y mala calidad, variabilidad en el tiempo y en el espacio, etc.) o como agente dinámico (inundaciones, erosión, sedimentación, etc.) son interdependientes, no debiendo ser tratados separadamente. Esto aumentaría exponencialmente el peligro de fragmentar las soluciones y alejarse de una verdadera política integrada del agua. Sin embargo, esta interdependencia no es evidente para científicos, administradores, usuarios y planificadores. Solo advertimos los efectos sin visualizar las verdaderas causas que generan esta fragmentación. Con frecuencia, una situación crítica –una sequía, por ejemplo– es en definitiva el final de un proceso creado por el agua como agente dinámico y por la relación desproporcionada entre la oferta y la demanda de este recurso en sistemas frágiles. Su causa inmediata es la escasez propia de la variabilidad del sistema, pero las causas remotas normalmente se encuentran en un uso abusivo de los recursos, tales como desmonte y deforestaciones masivas, sobrepastoreo, canalizaciones injustificadas y prácticas agrícolas no sustentables que utilizan los grupos humanos en estas regiones para subsistir. Estas acciones conducen a un punto común: la alteración del ciclo hidrológico a través de la disminución de los flujos disponibles.

La lucha contra la desertificación es imprescindible para garantizar la productividad a largo plazo de las tierras secas. Muchos esfuerzos han fracasado por la utilización de enfoques parciales sin tener en cuenta la complejidad y múltiples relaciones causa-efecto del problema. Reconociendo la necesidad de establecer enfoques integrados, se destaca la importancia del estudio del agua en los procesos de desertificación. El agua es un recurso escaso y estratégico para el desarrollo equitativo de las tierras secas. Estas tierras –sobre todo las no irrigadas–, debido a su condición de marginalidad en los procesos

de desarrollo económico, en general no cuentan con un relevamiento acabado de sus recursos hídricos ni con un suficiente grado de conocimiento respecto a las técnicas más eficientes para el aprovisionamiento y gestión del agua. En algunos casos, esas técnicas se conocen a nivel científico o de los gestores de dicho elemento, pero no han sido difundidas y por lo tanto aplicadas. En otros casos, se han adoptado técnicas no apropiadas, provenientes del conocimiento de otras regiones y realidades sociales, sin la validación local.

Las tierras secas se caracterizan por condiciones de aridez y termicidad del clima, con una fuerte evapotranspiración, lluvias escasas e irregulares en el tiempo y en el espacio y la recurrencia y persistencia de sequías y lluvias torrenciales (fenómenos “El Niño”, “Oscilación del Sur” y “La Niña”). Cuando a la ocurrencia de estos fenómenos climáticos se le agrega una cubierta vegetal degradada, se traspasa un límite crítico que desencadena procesos erosivos, con graves pérdidas de suelo producidas por los escurrimientos superficiales. Esto da inicio a una cadena de efectos en el ecosistema, cuyos síntomas más evidentes suelen ser el incremento del escurrimiento superficial, la reducción de la infiltración y de la recarga subterránea, el desarrollo de cárcavas y áreas de dunas, los cambios en el microclima superficial y el acrecentamiento de la aridez, la sequedad de pozos y manantiales y la reducción en la germinación de plantas nativas [4].

Cuando la falta de agua adquiere una intensidad y una persistencia tal como para afectar en forma definitiva la vegetación y el paisaje natural, se originan las condiciones que caracterizan la aridez, la cual constituye un fenómeno típico del clima. Por el contrario, cuando la falta de agua es accidental o transitoria, que afecta tanto a las regiones húmedas como las áridas y que puede ocurrir en forma imprevisible o periódica, comúnmente se la designa como sequía.

La *sequía* es un fenómeno que ocurre en forma natural en las tierras secas y que se produce cuando la precipitación es significativamente inferior a los niveles normalmente registrados, produciendo desequilibrios hidrológicos severos que afectan en forma adversa los sistemas de producción agrícola. Cuando la capacidad productiva de las tierras secas no está afectada por la desertificación, estas tienen la capacidad de recuperarse rápidamente después de las sequías o de períodos secos prolongados. Por el contrario, si ya han sido afectadas como

consecuencia de una explotación excesiva tienden a perder rápidamente su productividad biológica y económica, afectando seriamente los suministros de agua y alimentos y generando pobreza y migración. La sequía y la desertificación están asociadas con la disminución de los niveles hídricos de los acuíferos superficiales y subterráneos, afectando la cantidad y calidad de los abastecimientos de agua dulce. La causa inmediata, tanto de la sequía como de la aridez, es el balance negativo entre la provisión de agua natural en una región dada y las pérdidas potenciales de agua para satisfacer la evapotranspiración. En cambio, como causas mediatas de la sequía deben señalarse las anomalías en la circulación general o regional de la atmósfera, mientras que las causas de la aridez se enmarcan en lo típico o normal de esta circulación general.

Una situación crítica –tanto de sequías como de inundaciones– es el final de un proceso creado por el agua como agente dinámico y, como ya se ha dicho, en el uso abusivo de los recursos que utilizan los grupos humanos en estas regiones para subsistir. La sequía y la desertificación se asocian a la disminución de los niveles hídricos de los acuíferos superficiales y subterráneos, afectando la cantidad y calidad de los abastecimientos de agua dulce. Recíprocamente, el mal manejo del recurso hídrico produce algunos de los más importantes procesos de desertificación:

- ▶ **Erosión hídrica:** más intensa cuanto mayor inclinación tiene el relieve; arrastra el suelo de la superficie, provocando importantes pérdidas en grandes extensiones (conviene recordar que 1 mm de suelo perdido equivale a 10 tm/ha y que la naturaleza puede demorar entre 3000 y 12.000 años en producir 30 cm de espesor de la capa superior del suelo). La única manera de disminuir este proceso en forma masiva es manejando la cobertura vegetal a efectos de amortiguar la fuerza erosiva de la lluvia. También es necesaria la nivelación de los terrenos a cultivar para favorecer la infiltración y disminuir el escurrimiento. El manejo ecológico de las cuencas, regulando los caudales desde las partes altas, posibilita la “cosecha” de aguas y tierras.

- ▶ **Drenaje y salinidad:** las aguas cargadas de sales se acumulan en depresiones, tanto subterráneas como superficiales, formando mantos freáticos salinos o charcas y lagunas. Su mineralización depende de los factores climáticos o hidrogeológicos. La lluvia lava las sales, pudiendo llegar a eliminarlas; la evaporación y transpiración, en cambio, consumen grandes

cantidades de agua sin afectar las sales, lo que eleva la concentración salina de las aguas. Cuando la napa freática está cerca de la superficie del suelo $-< 3$ m- este puede salinizarse por el aporte capilar del agua subterránea. Estas sales permanecen en la solución del suelo, salinizándolo a su vez y dificultando el desarrollo de los cultivos [25]. Las zonas bajo riego rara vez alcanzan eficiencias globales superiores al 60%. Esto indica que el 40% del agua de riego no es utilizada por las plantas. Esta pérdida escurre subsuperficialmente y en los lugares con estratos transmisores impermeables causan elevación del nivel freático y por ascenso capilar el agua puede llegar a la zona radicular o a la superficie, en donde se evapora, depositando las sales que lleva disueltas.

► Contaminación de las aguas: las actividades productivas y los asentamientos urbanos producen efluentes que deterioran la calidad de recursos hídricos superficiales y subterráneos. Algunas actividades como la minería requieren el uso de reactivos químicos y producen relaves que llegan a los cursos de agua. La actividad petrolera puede provocar contaminaciones masivas de los acuíferos subterráneos. La industria evacua residuos orgánicos y desechos que llegan al mar sin tratamiento previo, lo mismo sucede con las excretas de las ciudades.

La ausencia de una política integrada del agua aumenta exponencialmente el peligro de fragmentar las soluciones. Un aspecto fundamental a tener en cuenta en la disponibilidad de agua en las tierras secas es la reutilización. En muchos casos, el tratamiento y reutilización de las aguas servidas puede significar un considerable aporte que se suma a la escasa oferta de estas tierras.

7. Desertificación y cambio climático. Modelos de desarrollo

Las tierras secas argentinas se deben al desierto de sombra generado por la Cordillera de los Andes en el extremo de Sudamérica y conforman una importante porción de la diagonal árida sudamericana. En la región andina y zonas cercanas del centro-oeste, los modelos de simulación del clima HadCM³ del Hadley Centro de Predicción del Clima, Servicio Meteorológico de Inglaterra (1960/1990- 2070/2100), explicados en Labragna [17, 18], indican un aumento de la temperatura, con valores más altos de verano y en latitudes más bajas. Por lo tanto, para el período 2070-2100 se espera en los Andes argentinos un aumento de

temperatura de 3 a 5 °C en verano, en relación con el intervalo 1960-1990. En los meses de invierno la temperatura aumentará a un ritmo de entre 1 a 3 °C. Este incremento de la temperatura aumentará sustancialmente la evapotranspiración regional, alterando las relaciones entre la precipitación líquida y sólida (nieve), modificando la distribución estacional de la descarga de los ríos andinos, dando como resultado la anticipación de los picos de escorrentía. En relación con las precipitaciones, dichos modelos muestran para el mismo intervalo de 2070-2100, un aumento de la precipitación estival de 90 a 300 mm en las regiones llanas subtropicales. Este aumento contrasta con reducciones de magnitud similar en la Zona Central y Patagónica de la Cordillera de los Andes. No se proyectan grandes cambios en las precipitaciones de las llanuras subtropicales durante los meses de invierno, mientras que se espera una reducción marcada entre 180 y 360 mm en los Andes Centrales de Argentina y Chile. Es importante tener en cuenta que los resultados de estas simulaciones del clima para el intervalo 2070-2100 son claramente compatibles con las tendencias registradas en la precipitación durante el siglo XX. De este modo, el principal problema que enfrenta la región es la incertidumbre sobre el comportamiento climático en el medio/largo plazo frente a la posibilidad de los cambios climáticos a escala global. Esto afecta la provisión de agua para el consumo humano, urbano, agrícola e industrial, así como para las plantas de generación de energía [29].

Los científicos del Instituto Argentino para el estudio de la nieve, el hielo y Ciencias del Ambiente (IANIGLA) han estudiado la manera de identificar los escenarios climáticos más probables en respuesta a los cambios en los Andes Secos Centrales de América del Sur y cómo predecir las repercusiones en el medio ambiente y en los patrones económicos de producción en las provincias de Mendoza y San Juan. Existe una clara evidencia de que la Cordillera de los Andes está experimentando cambios ambientales sin precedentes. Por ejemplo, una importante retirada de cuerpos de hielo durante el siglo XX se ha documentado en los Andes Centrales y Patagónicos, en muchos casos asociados a las tendencias negativas en la precipitación de la nieve y en el escurrimiento de los ríos de Cordillera [19, 30]. Por el contrario, según los mismos autores, el aumento de los niveles de humedad en las masas de aire procedentes de la Amazonia y el Atlántico subtropical provoca la llegada de precipitaciones importantes en verano, en muchos casos asociadas

con las tormentas fuertes, en su mayoría acompañados por caídas severas de granizo.

Este escenario muestra perspectivas preocupantes para los asentamientos y usos de la tierra ya que a medida que disminuya el volumen de la capa de nieve, los regímenes fluviales cambiarán de uno glacial a uno glaciopluvial para luego terminar en uno exclusivamente pluvial. Como resultado, se espera un incremento de la escorrentía total a medida que los glaciares comiencen a derretirse con una posterior disminución, siguiendo el descenso del área total cubierta por nieve y hielo, alternandose períodos de crecida con períodos de escasez. Los picos de descarga pasarán de los meses de verano, cuando la demanda es más alta, a la primavera e invierno, con consecuencias potencialmente graves para la agricultura. En resumen, el agua del deshielo disminuirá mientras que la precipitación de verano aumentará, lo que plantea cambios profundos en la gestión de los recursos naturales. Todo esto en un entorno cada vez más cálido a lo largo del tiempo. Estos cambios podrían dar lugar a modificaciones en las actividades productivas regionales y, posiblemente, en la cultura tradicional de la gestión del agua en las zonas adyacentes a los Andes Centrales.

El reto es analizar cómo la sociedad y la economía van a adaptarse a estos cambios. En este contexto, deberá lograrse una mayor eficiencia en el uso del agua procedente de la Cordillera, ya que tenderá a disminuir con el tiempo y los efectos desfavorables de la creciente precipitación estival tendrán que ser mitigados, todo esto en un entorno cada vez más cálido a lo largo de tiempo. Si a este escenario climático cambiante se le suman los procesos de desertificación generalizados en prácticamente todos los ecosistemas, el resultado será un incremento de la vulnerabilidad. Las acciones de recuperación y control de la tierra son escasos e insuficientes ya que los procesos principales –deforestación, pastoreo excesivo, la expansión de la frontera agropecuaria, la urbanización, la salinización y el ascenso de la napa freática en los oasis, el abandono de la tierra y la pobreza– continúan trayendo graves consecuencias de la degradación de tierras. Esto nos conduce a la discusión sobre qué modelos de desarrollo planteamos para la región.

7.1. El dilema de los modelos de desarrollo de las tierras secas

La desertificación se ha visto favorecida por modelos de desarrollo que no han tenido en cuenta la complejidad ecológica de las tierras secas, las necesidades y demandas de su población

y su bagaje cultural e histórico. Ante la ausencia de debate en relación con qué modelo de desarrollo queremos para nuestras tierras secas [22], es esencial discutir y consensuar qué tipo de modelo queremos implementar. Hay distintos modelos que plantean diferentes alternativas.

De acuerdo con el Global Desert Outlook [22], se puede optar desde el escenario denominado “Cadillac”, que implica una transformación profunda de las condiciones naturales de las tierras secas, con importantes inversiones de capital e infraestructura, creando condiciones de alta artificialización y dependencia (Las Vegas y las modernas y gigantescas urbes del Golfo). En el otro extremo, dejar todo como está, clausurando el ambiente en una botella y, a mitad de camino entre estos dos extremos, se encuentra el modelo considerado como el más apropiado para el desarrollo sustentable de las tierras secas, que se conoce como “el desarrollo por sectores más favorables”. Esto significa desarrollar solo aquellos sitios con mejores condiciones para el asentamiento y la producción (márgenes fluviales, terrazas, corredores, pequeños oasis, etc.) y restaurar y conservar el resto del territorio. Para ilustrar las estrechas relaciones entre estos modelos y los escenarios que emergen de las posiciones entre desertificación y los del cambio climático global (fig. 2), se observa que los escenarios extremos de “business as always” y “Cadillac” coinciden con los de menor sustentabilidad [9].

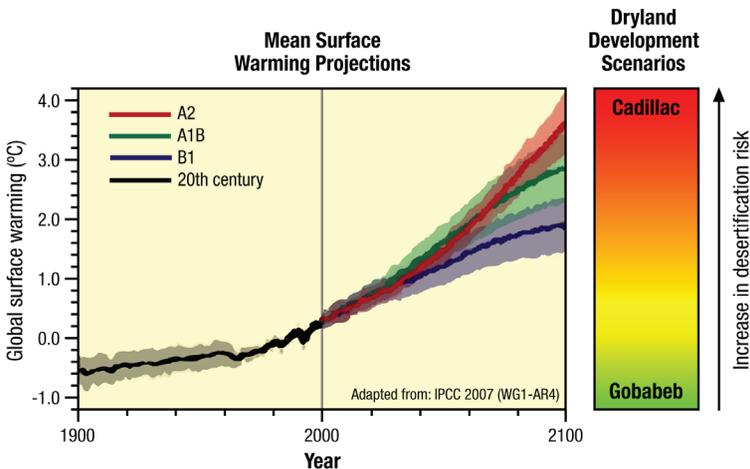


Figura 2. Escenarios extremos de cambio climático global y desertificación. Referencias: A2: Emisiones altas; A1B: Emisiones medias; B1: Emisiones bajas. Fuente: Abraham y Villalba, 2008 [9].

Cualquiera sea el modelo que se elija, la ciencia y la tecnología deben ser las bases para la toma de decisiones. El desarrollo de las tierras secas debe basarse en un profundo conocimiento del estado actual de los ecosistemas, su resiliencia, los procesos que los afectan y sus respuestas adaptativas, resaltando en esto el rol de los Observatorios nacionales e internacionales.

8. Recuperando resiliencia a nivel local. De la investigación a la acción. El caso del desierto de Lavalle en la provincia de Mendoza

La provincia de Mendoza se ubica en el centro oeste de Argentina, bajo condiciones completas de sequedad, a la sombra de la cordillera de los Andes. Si bien se trata de una provincia reconocida a nivel nacional por el valor que en ella adquiere el agua, solo el 3% del territorio se halla bajo riego, mientras el restante 97% se compone de montañas y zonas de desierto. En el extremo noreste de Mendoza se ubica Lavalle. Este departamento reproduce la dinámica de estructuración territorial provincial. Sobre una extensión total de 10.334 km², solo el 3,3% del territorio (337 km²) se halla bajo riego y concentra el 90% de la población (29.114 habitantes). El restante 96,7% se presenta como una vasta llanura sin riego (“desierto”) en la que se ubica cerca del 10% de la población (3015 habitantes) [13].

Los factores y procesos que explican la configuración territorial de la provincia, y de Lavalle en particular, se remontan a antes de la llegada de los conquistadores. En este momento, la actual ciudad de Mendoza (Valle de Güentata) y el extremo nororiental de Lavalle (Lagunas de Guanacache y adyacencias) se hallaban habitadas por grupos huarpes. Con la llegada de los españoles, las tierras del valle, que contaban con incipientes sistemas de riego, fueron acaparadas por los recién llegados, situación que implicó el repliegue de los grupos indígenas a la zona de Lagunas de Guanacache. La subordinación del área de desierto se profundizó con el correr del siglo XX y, particularmente, con el auge de vitivinicultura. Como condición para su integración, las zonas de desierto recurrieron a la extracción de sus materias primas más valoradas, que sirvieron de motor de impulso del desarrollo del oasis. Se talaron los bosques nativos de algarrobo para proveer de madera a la vitivinicultura y a las zonas urbanas y se restringieron los caudales de los ríos que

bañaban la zona, dados los crecientes usos que “aguas arriba” permitían el riego de las vides, provocando la desertificación de esta extensa región [7, 8].

En el marco de estos procesos, los territorios de tierras secas de Mendoza se han estructurado como tales a lo largo del tiempo, y a sus naturales condiciones de aridez se suman una serie de dinámicas históricas que determinan la agudización de sus condiciones de desierto y su progresiva subordinación a las zonas de oasis. En un intento por revertir la suerte de estos territorios y, en particular, por mitigar los procesos de desertificación que allí se visibilizan así como las condiciones de pobreza que afectan a sus pobladores, se han constituido en el último tiempo en el foco de atención de los gobiernos locales y en caso piloto de proyectos de investigación y desarrollo. En ese marco se ha elaborado y se está llevando a cabo el presente proyecto, enclavado en la localidad de Tres Cruces, paraje El Junquillal, del desierto lavallino. El área está compuesta por 20 familias pertenecientes a la comunidad de pueblos originarios pinkanta, reconocida por el Instituto Nacional contra la Discriminación la Xenofobia y el Racismo, que se dedican a la cría extensiva de ganado caprino. Las actividades productivas se enmarcan dentro de una economía de subsistencia restringida a la cría de cabras para la obtención de cabritos –con un rendimiento del 30%–, guano y cueros y, eventualmente, recolección de junquillo y artesanías. La modalidad vigente del sistema de manejo del ganado caprino se caracteriza por rodeos de animales criollos en servicio continuo con una mortandad de aproximadamente el 70% de las crías. Las hembras paren en la época de menor oferta forrajera, lo cual lleva a una inadecuada utilización del pastizal natural promoviendo el avance de los procesos de desertificación. A su vez, los niveles de fertilidad en los rodeos son cada vez más bajos debido a diversos factores (por ejemplo, servicio continuo, preñez fuera de época, etc.). Las posibilidades de contagio de brucelosis se incrementan debido a que es en los corrales donde se produce el mayor contagio de la brucella. En algunos casos, el contagio de la enfermedad alcanzaba, antes del inicio del proyecto, hasta el 25% del total del hato, situación que se ve reflejada en la prevalencia de brucelosis a nivel humano. Además, sus rodeos no pueden sustentar una producción continua de leche según normas del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA). En consecuencia, este sistema productivo hace que los productores sean cada vez más pobres.

El objetivo del proyecto es posicionar en mercados más dinámicos productos de calidad emanados de territorios periféricos. Se trata de una experiencia que potencia la base productiva a través de un aprovechamiento múltiple y sustentable de los recursos endógenos –naturales y culturales– con el fin de lograr una amplia gama de productos y servicios. En este marco, la Unidad de Producción y Servicios (UPyS) procura incidir en las prácticas productivas actuales con el fin de que los habitantes puedan orientarse hacia prácticas productivas sustentables, sustituyendo o mejorando las actuales –que en el mediano y largo plazo se constituyen en fuente de degradación ambiental– por otras que incorporan conceptos y prácticas de conservación en aspectos tales como el adecuado manejo del rodeo, la preservación y puesta en valor del patrimonio natural y cultural, la sanidad animal y humana, la organización social, el acceso al agua y la eficiencia en el riego, el reciclado de residuos, el aprovechamiento de los recursos hídricos y de las energías no convencionales, la producción de abonos orgánicos, los servicios turísticos y culturales y, fundamentalmente, en la obtención de productos alimentarios sanos.

El proyecto posee rasgos diferenciales que afirman su carácter innovador respecto de las estrategias hasta ahora implementadas tanto por los planes de desarrollo rural como por otras actuaciones destinadas al aprovechamiento de los recursos de un área que ha sido devastada en sus recursos naturales. Se basa en el reconocimiento del potencial existente en el medio rural para el desarrollo rural sostenible, superador del enfoque compensatorio y asistencial, y se enmarca en una concepción de Desarrollo Territorial Rural que tiene el propósito de articular competitiva y sustentablemente un territorio rural a mercados dinámicos. La UPyS se desarrolla en el marco del Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación y la Pobreza (PAN), de acuerdo a los términos de la UNCCD [15].

Debido a la dispersión que tienen los puestos en el desierto de Lavalle, son inviables las acciones puntuales en cada puesto para lograr productos lácteos sanos según las normas de SENASA y con la regularidad que exigen los mercados compradores de productos. Esto solo es posible, y fundamenta la creación de la UPyS, a través de la asociación de los puesteros. Entre todos podrán abastecer los requerimientos de la UPyS respecto a cabezas de ganado, y esta podrá cumplir con las exigencias del mercado en relación a calidad y cantidad de los productos.

Cabe señalar que esta iniciativa ha sido declarada de Interés Departamental y Prioritario por el Honorable Consejo Deliberante de la Municipalidad del Pueblo de Lavalle (Res. N° 340/04 y 366/04), de Interés Prioritario por el Ministerio de Economía y Producción dependiente de la Secretaría de Política Económica (N° 157, 21-05-04) y de Interés Provincial, según Decreto 34/07 de la provincia de Mendoza.

Las tareas están siendo llevadas a cabo por un equipo interdisciplinario del Laboratorio de Desertificación y Ordenamiento Territorial (Ladyot), del IADIZA, CCT CONICET (Mendoza). Mediante diversas estrategias de investigación-acción, y conjuntamente con los pobladores del área en cuestión, se acordó un proyecto piloto basado en la articulación de dos líneas de actuación: una de investigación y otra de desarrollo. Esta última se basa en dos líneas prioritarias y complementarias: producción sustentable y servicios y capacitación permanente. La propuesta ha sido elaborada sobre las necesidades que planteaba el estudio de producción animal y vegetal en el marco del proceso de coconstrucción del conocimiento con la comunidad local, la cual aportó ideas y trabajo. Dentro de este esquema, se plantearon al interior del proyecto una serie de subproyectos complementarios entre sí. Estos subproyectos están orientados a plantearon un sistema de producción de leche de cabra sana acorde a las normativas vigentes del SENASA; un sistema de producción de pasturas adaptadas a las condicionantes de las zonas áridas; un laboratorio de control primario de la sanidad de los rodeos caprinos; estaciones de compostaje y lombricultura a partir del aprovechamiento del guano y de los desechos orgánicos de las viviendas; un centro de interpretación para educación, transferencia y turismo basado en la recuperación y puesta en valor del patrimonio cultural; el desarrollo y la gestión de un vivero para reforestación y un observatorio de los procesos de avance en la lucha contra la desertificación y la pobreza. La propuesta se complementa con la instrumentación de una unidad para el mejoramiento genético y de una escuela-taller paralela al proceso de ejecución del proyecto como instancia de participación y capacitación. La ejecución en el territorio es realizada por los integrantes de la Cooperativa Agropecuaria de Provisión, Transformación y Comercialización "Kanay Ken", conformada por pobladores locales pertenecientes a la comunidad pinkanta. Desde los inicios se logró integrar un equipo consolidado compuesto por técnicos del IADIZA y pobladores

de dicha cooperativa. En conjunto se realizaron diversas actividades para la ejecución del proyecto, todas con la inclusión y participación de los pobladores. En los intercambios se compartieron conocimientos empíricos y técnicos, logrando un nuevo conocimiento sólido del territorio y cumplimentando objetivos como la apropiación por los pobladores del proyecto que se realiza en su territorio.

De este modo, el proyecto desarrollado con la comunidad pinkanta es un proyecto complejo que trata de integrar los factores principales (biofísicos, sociales, institucionales, entre otros) en una zona muy desfavorecida desde el punto de vista climático y usos degradatorios del ambiente, con el objeto de lograr una propuesta de desarrollo local con recursos endógenos del territorio y activa participación de sus pobladores. La UPyS constituye una respuesta integral al complejo proceso de desertificación en el desierto de Mendoza. Diversas actividades confluyen en él, desde la generación de conocimientos para la evaluación y el monitoreo de la desertificación al desarrollo de estrategias de control de la degradación, la lucha contra la migración y la pobreza y el planteo de propuestas de desarrollo local que incluyen la utilización del saber de las comunidades y los recursos endógenos del territorio. Estas abarcan desde el cultivo de especies vegetales autóctonas y forrajeras, tanto autóctonas como introducidas de bajo requerimiento hídrico, hasta la conservación y reforestación del bosque nativo, el manejo de pasturas naturales, la ganadería caprina sustentable, la sanidad y la genética animal, la fabricación de escobas, ladrillos, suelo, cemento y la construcción de los edificios que componen la UPyS. Todas estas acciones son conducentes a mejorar la seguridad alimentaria y a introducir una zona marginal en los circuitos del mercado de leche sana caprina y sus subproductos. De este modo se logró organizar una propuesta donde la ciencia se puso a disposición de las necesidades de las comunidades y, juntos, diagramaron los trabajos en torno a la construcción del conocimiento iniciando, en un primer momento, la realización de exhaustivos trabajos de inventario de los recursos –suelo, agua, vegetación– y de conocimiento del sistema social y productivo del desierto. El contacto con la población y sus necesidades y demandas, asociado a las nuevas propuestas del desarrollo sustentable que emergen de la Agenda 21 y los protocolos de implementación de las distintas convenciones y agencias de Naciones Unidas que se ocupan de la

problemática, fueron factores determinantes para que el grupo de trabajo gestionara la implementación y continuidad de este proyecto. La metodología utilizada para su implementación resultó facilitadora para su realización. Mediante aproximaciones sucesivas se precisaron cuatro fases del proyecto. La primera destinada a la investigación, creación y desarrollo de las condiciones para la ejecución de la UPyS, especialmente destinada a acciones de sensibilización e involucramiento de la comunidad, el gobierno local y otros actores clave así como acciones de diseño e implementación de un taller permanente de capacitación. Una segunda fase refiere a su construcción y puesta en funcionamiento; la tercera, destinada al monitoreo y evaluación de la intervención; y una cuarta reservada para la replicación de la experiencia. Estas fases, a su vez, fueron diseñadas con base en módulos autosuficientes con complejidades diversas, de modo que garantizaran desde el inicio una diversificación de las actividades productivas, mejoraran sensiblemente los ingresos y permitieran visualizar los alcances de la transformación propuesta. Sobre el impacto directo que se prevé generar en el marco de la economía del puesto y del territorio, los números son claros y hablan por sí solos: con solo 2 cabras ingresadas al sistema UPyS se obtiene una ganancia igual a la generada por 20 cabras en la modalidad de explotación actual. Por lo tanto, para incrementar al doble los ingresos mensuales del grupo familiar solo se necesitarían 56 cabras en el sistema, contra las más de 400 en la manera tradicional de pastoreo. En este caso, se estaría, además, propiciando un cambio altamente significativo al posicionar al puesto fuera de la línea de pobreza, cambio que al disminuir la presión de la carga animal, propiciará la mejora y recuperación de los campos. Es decir, se estaría revirtiendo, en la escala regional, el avance de los procesos de desertificación y, efectivamente, disminuyendo los índices de pobreza. Conservar y recuperar el bosque natural de algarrobo dulce (*Prosopis flexuosa*) como capital ecológico del territorio que provee servicios ecosistémicos, motivar el compromiso acerca de la necesidad de una organización social como el cooperativismo, trabajar para llevar la economía de subsistencia a una comercial, incluyendo la preparación para la etapa industrial de mantener y conducir un tambo caprino, son tareas que ya se iniciaron con gran impulso, comprometiendo a todos los participantes para continuar integrando los conocimientos científico y territorial para conservar y mejorar el capital

ecológico y el bienestar humano, atendiendo a todas las variables de la complejidad del proyecto a largo plazo, aportando a la formulación de políticas públicas en el marco de la Ley 8051 de Ordenamiento de los usos del suelo, y aceptando el reto de una planificación con criterio sistémico que articule la relación oasis-áreas no irrigadas en un proceso de complementación, y no de competencia, a fin de mitigar los efectos del cambio climático y prevenir, mitigar y recuperar los territorios afectados por la desertificación.

Bibliografía

- [1] **Abraham, E.** (2000). "Recursos y problemas ambientales de la Provincia de Mendoza", en Abraham, E. y Martínez, F. (eds.): *Argentina. Recursos y Problemas Ambientales de las Zonas Áridas. Primera Parte: Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja. Caracterización Ambiental*. Buenos Aires, GTZ, IDR (Univ. Granada), IADIZA, SDSyPA, pp. 15-24.
- [2] **Abraham, E.** (2002). "Lucha contra la desertificación en las tierras secas de Argentina. El caso de Mendoza", en Cirelli, A. y Abraham, E. (eds.): *El agua en Iberoamérica. De la escasez a la desertificación*. Buenos Aires, CYTED, pp. 27-44.
- [3] **Abraham, E.** (2003). "Desertificación: bases conceptuales y metodológicas para la planificación y gestión. Aportes a la toma de decisión", *Zonas Áridas* 7, pp. 19-68.
- [4] **Abraham, E.** (2008). "Tierras secas, desertificación y recursos hídricos", *Ecosistemas*, Año 17, N° 1, pp. 1-4.
- [5] **Abraham, E.** (2009). "Enfoque y evaluación integrada de los problemas de desertificación", *Zonas Áridas* 13, pp. 9-24.
- [6] **Abraham, E.** (2014). "Tierras secas y desertificación en Mendoza, Argentina", en Cepparo, M., Prieto, E. y Gabrielidis, G. (comps.): *Rasgos de marginalidad. Diferentes enfoques y aportes para abordar su problemática. Malargüe, un ejemplo motivador. Segunda parte*. Mendoza, EDIUNC, pp. 25-53.
- [7] **Abraham, E. y Prieto, M.** (1991). "Contributions of historical geography to the study of processes of landscape change. The case of Guanacache, Mendoza, Argentina", *Bamberger Geographische Schriften* 11, pp. 309-336.
- [8] **Abraham, E.** (2000). "Viticulture and desertification in Mendoza, Argentine", *Zentralblatt für Geologie und Paläontologie*, v. 1, n. 7/8, pp. 1063-1078.
- [9] **Abraham, E. y Villalba, R.** (2008). "Society, Desertification and Climate Change in the Argentinian Chilean Central Andes Region", *IHDP Update, Magazine of the International Human*

Dimensions Programme on Global Environmental Change, IC-SU, ISSC, UNU 2, pp. 31-35.

[10] Abraham, E. y Torres, L. (2014). "Drylands Development Model in Argentina's Central West: the Case of Mendoza Province", *Planet@Risk*, v. 2, n. 1, Special Issue on Desertification, GRF Davos, pp. 8-13.

[11] Abraham, E., Montaña, E. y Torres, L. (2006). "Desertificación e Indicadores: posibilidades de medición integrada de fenómenos complejos", *Scripta Nova*, v. 10, n. 214.

[12] Abraham, E. et al. (2009). "Overview of the Geography of the Monte Desert biome (Argentina)", *Journal of Arid Environments*, v. 73, n. 2, pp. 144-15.

[13] Abraham, E., Corzo, L. y Maccagno, P. (2011) "Tierras secas y desertificación en Argentina", en: *Evaluación de la Desertificación en Argentina*. Buenos Aires, Proyecto LADA/FAO, SAyDS, FAO, pp. 13-64.

[14] Abraham, E. et al. (2014). "Desertificación: problema ambiental complejo de las tierras secas", en Torres, L., Abraham, E. y Pastor, G. (coords.): *Ventanas sobre el territorio. Herramientas teóricas para comprender las tierras secas*. Mendoza, EDIUNC, Colección Territorios n. 1, pp. 187-264.

[15] Abraham, E. et al. (2015). "Recovering life in the desert: successful experience with indigenous communities in Mendoza, Argentina", en: *UNCCD. Living Land*. UNCCD y Tudor Rose, pp. 155-158.

[16] Abraham, E. (2007). *Sistemas Complejos. Conceptos, métodos y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Barcelona, GEDISA.

[17] Labraga, J. C. y López, D. M. (1997). "A comparison of the climate response to increased carbon dioxide simulated by GCM with mixed-layer and dynamic ocean representations in the region of South America", *International Journal of Climatology* 17, pp. 1635-1650.

[18] Labraga, J. C. (2005). "Simulation capability of tropical and extratropical seasonal climate anomalies over South America", *Climate Dynamics* 25, pp. 427-445.

[19] Leiva, J. C. et al. (1989). "Variations of the Río Plomo glaciers, Andes Centrales Argentinos", en Oerlemans, J. (ed.): *Glacier Fluctuations and Climate Change*. Kluwer Academic Publishers, pp. 143-151.

[20] Llamas, J. (1987). "Risk of Drought and Future Water requirements on a Regional Scale", *Water Resource Development*, v. 3, n. 4, pp. 119-124.

[21] Morello, J. (1958). "La Provincia Fitogeográfica del Monte", *Opera Lilloana* 2, pp. 5-115.

[22] Navone, S. y E. Abraham et al. (2006). "State and Trends of the World's Deserts", en Ezcurra, E. (ed.): *Global Deserts Outlook*. Nairobi, UNEP, pp. 73-88.

[23] PNUMA (2000). *Evaluación de Ecosistemas del Milenio, EM, Síntesis sobre desertificación*. Geo Data Portal. Disponible en <http://geodata.grid.unep.ch/> (accedido en septiembre de 2011).

[24] Green Facts (2006). "Consenso científico sobre la desertificación". Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM), PNUMA. Disponible en <http://www.greenfacts.org/es/desertificacion/1-3/3-impacto-ambiental-degradacion.htm> (accedido en septiembre de 2011).

[25] Salatino, E. (1996). "Desertificación en oasis", en: *Plan de Acción de lucha contra la desertificación en la Región Centro-Oeste de Argentina*. Mendoza, IADIZA-SAYDS.

[26] Secretaría De Ambiente y Desarrollo Sustentable (2002). *Actualización del Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación*. SAYDS: <http://www.ambiente.gob.ar/articulo=463> (accedido en septiembre de 2011).

[27] UNCCD/PNUMA (1995). *Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave o Desertificación, en particular en África*.

Documento Oficial UNCCD.

[28] Verbist, M. y Santibañez, S. *et al.* (coords.) (2010). “Argentina, mapa de aridez”, *PIH-VII, Documento Técnico 25*, Programa Hidrológico Internacional, Atlas de Zonas Áridas de ALC. Caza-lac, UNESCO, Univ. Gent, p. 23.

[29] Villalba, R. (2006). “Climate Changes Scenarios: Regional Climate Changes & their implications”, en Ezcurra, E. (ed.): *Global Deserts Outlook*. Nairobi, UNEP, pp. 73-88.

[30] Villalba, R. *et al.* (2005). “Biogeographical Consequences of Recent Climate Changes in the Southern Andes of Argentina”, en Huber, U. y Reasoner, M. (eds.): *Global Changes and Mountain Regions*. Amsterdam, Mountain Research Initiative, pp. 157-168.

[31] Vogel, C. H. y Smith, J. (2002). “Building social resilience in arid ecosystems”, en Reynolds, J. F. y Stafford Smith, M. (eds.): *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* Berlin, Dahlem University Press, pp. 149-166.

[32] White, R y Nackoney, J. (2003). *Drylands, People and Ecosystems Goods & Services: a Web-Based Geospatial Analysis*. Washington DC, WRI.

[33] Green Facts (2006). *Consenso científico sobre la desertificación. Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EM)*. PNUMA, disponible en <http://www.greenfacts.org/es/desertificacion/l-3/3-impacto-ambiental-degradacion.htm> (accedido en septiembre de 2011).

Prieto Garra, D.; Damiano, F.; Quiroga, A. R. y Martínez, R. S. "Gestión y manejo del agua en el sector productivo: visión y misión del Programa Nacional Agua (INTA)"

RESUMEN

La mayoría de las regiones de la Argentina no comprenden planes de Gestión Integral de Recursos Hídricos en cuencas hidrográficas, por lo que comprometen la sostenibilidad ambiental, productiva y social. El Programa Nacional Agua, del INTA, desarrolla y valida tecnologías de insumos y procesos, siendo actor activo de la innovación para el acceso, gestión y uso sustentable del agua en el sector rural y agropecuario. El Programa está estructurado en áreas temáticas: i) Hidrología: caracterización, estudio y desarrollo de tecnologías para la gestión de cuencas hidrológicas, ii) Secano: desarrollo de innovaciones para la gestión agropecuaria del agua en sistemas extensivos, y iii) Riego: desarrollo de innovaciones para la gestión del agua en áreas bajo riego convencional y complementario. Se ejecutan a través de Proyectos Específicos, bajo el denominador "Uso eficiente del agua". Los temas de investigación más destacados por región fueron: NE: dinámica y dotación de agua de vertiente; NO: cosecha de agua para recarga de acuíferos y provisión para ganado; Cuyo: restricción hídrica en vid, riego deficitario regulado y riego parcial de raíces; Pampeana: sistema de alerta hídrica en cuencas y riego complementario en cultivos extensivos; Semiárida y subhúmeda: implantación, cobertura y rotación de cultivos según la relación ambiente-genotipo; Patagonia: sistematización agrohidrológica de mallines. Los referentes temáticos participan en el dictado de asignaturas de la mayoría de las escuelas de posgrado del país. El nuevo Programa Futuro: Agua + Humedales, de UNSAM, abre una excelente posibilidad donde capitalizar la experiencia de los profesionales del Programa Agua.

Palabras clave: GIRH; cuenca; hidrología; riego; secano.

ABSTRACT

Most of the regions of Argentina have not been framed in Integral Water Resources Management plans for watersheds, compromising sustainability in environmental, productive and social aspects. INTA, through the National Water Program, develops and validates input and process technologies and it is an active player in innovation for the access, management and sustainable use of water in the rural and agricultural sectors. The program is structured in three main thematic areas: i) Hydrology: characterization, study and development of technologies for watershed management; ii) Rainfed: development of innovations for the agricultural management of water in extensive systems; and iii) Irrigation: development of innovations for water management in areas under conventional and complementary irrigation. All of them executed through nine Specific Projects with a common denominator "Efficient Use of Water". The most relevant research topics by region were: Northeast: dynamics and water supply of slope runoff; Northwest: water harvesting for aquifer recharge and provision for livestock; Cuyo: water restriction on vineyards, regulated irrigation deficit and partial irrigation of roots; Pampeana: water early warning system in watersheds and complementary irrigation in extensive crops; Semi-arid and Sub-humid: sowing, coverage and rotation of crops according to the environment-genotype relationship; Patagonia: agro-hydrological systematization of "mallines" (water outcrops, springs). Also, these themes participate proactively in the curricula of most of the postgraduate schools of the country. The new Future Program: Water + Wetlands belonging to UNSAM, opens an excellent possibility to capitalize on the experience and teaching of the professionals of the Water Program.

Key words: IWRM; basin; hydrology; irrigation; rainfed agriculture.

Gestión y manejo del agua en el sector productivo: visión y misión del Programa Nacional Agua (INTA)

Daniel Prieto Garra¹

Francisco Damiano²

Alberto R. Quiroga³

Roberto S. Martínez⁴



1. Introducción

En el país, y en acuerdo con el nuevo concepto de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH), se ha producido un importante reordenamiento en el sector hídrico, que ha conducido a la constitución del Consejo Hídrico Federal (COHIFE) [1], la formulación de 49 Principios Rectores de la Gestión Hídrica y la concreción del Acuerdo Hídrico Federal. El COHIFE, como órgano de consenso, decisión e implementación, ofrece el marco y la oportunidad de una participación y contribución efectiva del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

La GIRH requiere de la planificación participativa y de la integración con otros recursos naturales, la consideración simultánea de todos los usos alternativos del recurso y el desarrollo y aplicación de tecnologías que aseguren un uso eficiente y productivo del agua. Bajo este concepto, el agua como recurso renovable, finita, vulnerable y de valor instrumental para las futuras generaciones, debe ser gestionada en forma holística, tomando a las cuencas hidrográficas como unidades de planificación y gestión, dada la interdependencia dentro de sus límites de las diferentes

1 Estación Experimental Agropecuaria (INTA), Santiago del Estero, Argentina.
prietogarra.daniel@inta.gob.ar.

2 Instituto de Clima y Agua (CIRN-INTA), Argentina.
damiano.francisco@inta.gob.ar.

3 Estación Experimental Agropecuaria (INTA), Anguil, Argentina.
quiroga.alberto@inta.gob.ar.

4 Estación Experimental Agropecuaria (INTA), Valle Inferior del Río Negro, Argentina.
martinez.roberto@inta.gob.ar.

fuentes y usos del agua. Para ello, se requieren arreglos institucionales que promuevan la participación de los diferentes usuarios en todos los aspectos, desde la formulación e implementación de políticas hídricas hasta la gestión social. En este contexto, el agua, además de ser considerada como un factor de producción con valor económico, también es contemplada como un recurso social para satisfacer las necesidades humanas básicas, insistiendo en la necesidad de realizar un uso sustentable de la misma, minimizando las externalidades ambientales negativas.

El agua en el sistema jurídico nacional según el Código Civil es de dominio público –“Bienes Públicos”–, y de acuerdo con la Constitución nacional corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existente en su territorio. La gestión del agua ha sido tradicionalmente sectorial, lo que ha dado lugar a visiones fragmentadas y acciones descoordinadas entre los distintos usuarios. Los Comités de Cuencas Hídricas provinciales tienen por misión gobernar el agua equilibradamente entre los actores de la cuenca para alcanzar las metas de la sociedad en términos ambientales, económicos y sociales.

El artículo tiene por objetivo presentar los lineamientos generales del Programa Nacional Agua elaborado por el INTA, cuya finalidad es desarrollar y validar tecnologías de insumos y procesos y ser actor activo de la innovación para el acceso, gestión y uso sustentable del agua en el sector rural y agropecuario. Asimismo, articular e integrar acciones con otras instituciones con incumbencia en el recurso hídrico.

2. El INTA y los recursos hídricos

El INTA, desde su creación en 1956, incursionó en la temática de los recursos hídricos a través de un conjunto de actividades dispersas, focalizadas en el manejo de excesos y déficit de agua en paisajes de llanura, riego en las principales áreas de regadío tradicional, drenaje en suelos hidro-halomórficos, entre otras. A pesar de estos antecedentes, la prioridad institucional otorgada a esta temática era muy baja. A mediados de los ochenta, se realiza un primer y gran esfuerzo para la creación de un Programa Nacional en Riego y Drenaje [2]. En esta oportunidad, el INTA convoca a todas las instituciones del país vinculadas a esta temática y se elabora un primer diagnóstico actualizado y preciso sobre la situación hídrica en Argentina.

Sin embargo, recién en 1989, con la creación del Programa Nacional de Clima y Agua, y dentro de él, el Subprograma Agua, se produce la institucionalización del Programa que consigne organizar una red incipiente de investigadores en el INTA. Este Subprograma funcionó hasta 1998 promoviendo un fructífero intercambio de experiencias entre investigadores y coordinando actividades. No obstante, los productos e impactos generados tuvieron un alcance limitado. Ya hacia nuestros días, y como parte del proceso de conformación del COHIFE, se elaboraron una serie de diagnósticos que permitieron actualizar la información sobre el estado de situación de los recursos hídricos a nivel nacional y provincial. Como resultado de esta tarea se identificaron vacancias importantes en muchos aspectos requerido por la GIRH, como es la existencia de múltiples marcos legales, la insuficiencia de inventarios sobre los recursos, de tecnologías de gestión, aprovechamiento, conservación y recuperación de los recursos.

3. Visión y misión institucional

La visión del INTA, en la temática agua, complementa la labor de otras instituciones y debe contribuir a la planificación y gestión de los territorios (ecorregiones/cuencas hidrológicas) y enfocar su labor en el recurso hídrico con diferentes objetivos, siempre ligados a lo agropecuario y al desarrollo rural, tomando en cuenta: i) la variabilidad y el impacto del clima, ii) los diferentes usos del suelo y las nuevas tecnologías de producción y seguridad agroalimentarias, iii) las necesidades y expectativas cambiantes de los productores y la sociedad en general, y iv) la aparición de nuevas exigencias y regulaciones internacionales que pueden convertirse en medidas paraarancelarias para nuestros productos exportables.

El INTA, como institución, tiene la misión de realizar y promover acciones dirigidas a la innovación en el sector agropecuario, agroalimentario y agroindustrial para contribuir a la competitividad, salud ambiental y sostenibilidad de los sistemas productivos y el desarrollo territorial mediante Investigación y Desarrollo (I+D), Extensión y Transferencia (E+T) y Vinculación Tecnológica (VT). Dentro de este contexto, el agua es un elemento transversal para la competitividad de las distintas cadenas productivas (carne, leche, cereales, horticultura, etc.) y un bien escaso que

debe usarse teniendo en cuenta la equidad social y cuyo aprovechamiento debe aportar al desarrollo territorial. En Argentina, el 82% del recurso hídrico superficial se encuentra en el 24% del territorio (zonas húmedas y subhúmedas). Del total de agua disponible solo usa el 4% (814 km³/año), correspondiendo al riego 26 km³/año y a la agricultura de secano 200 km³/año.

4. Estrategia institucional

El nuevo escenario nacional e institucional del Plan Estratégico Institucional 2005-2015 [3] ofrece una oportunidad inédita para que la Institución asuma un rol significativo en la temática hídrica. Esta priorización plantea un serio desafío al INTA, que deberá fortalecer significativamente su actividad y participación en este campo tanto en forma directa, por su compromiso cotidiano con el sector agroalimentario y agroindustrial, como indirecta, aportando a la multidisciplinariedad que exige la GIRH.

Dada la transversalidad de la problemática del recurso agua en todos los sistemas productivos y regiones del país, y la existencia de acciones de experimentación adaptativa y difusión en el marco de los Programas Nacional de Territorio, de Agricultura Familiar y Programa Federal de Apoyo al Desarrollo Rural (Pro-Feder), resultó estratégico la elaboración del Programa Nacional Agua [4].

5. Programa Nacional Agua (PNA)

5.1. Estructura

El PNA es uno de los 15 programas nacionales que integra la estructura matricial del INTA. El Programa incluye tres grandes áreas temáticas: i) Hidrología, que aborda la caracterización, estudio y desarrollo de tecnologías para la gestión de cuencas hidrológicas, ii) Secano, abocado al desarrollo de innovaciones para la gestión agropecuaria del agua en sistemas extensivos, y iii) Riego, enfocado al desarrollo de innovaciones para la gestión del agua en áreas bajo riego convencional y complementario.

El área Hidrología consta de tres Proyectos Específicos (PE): i) Organización y difusión (socialización) de la información hidrológica generada en la institución, para integrarla con otras bases de información del INTA y de otras instituciones nacionales y

provinciales, ii) Tecnologías de intervención y gestión en cuencas rurales a escala de la incumbencia del INTA, y iii) Estudio del impacto de futuros escenarios (déficit y excesos hídricos, cambio en el uso de la tierra, variabilidad climática) y pronósticos de mediano plazo sobre la disponibilidad de agua para el sector agropecuario.

El área Secano está estructurado en tres PE, a saber: i) Estudios fito-fisiológicos básicos del efecto de estrés abiótico (proyecto compartido con el área de Eco-fisiología, Centro de Investigaciones Agropecuarias), ii) Tecnologías para el uso eficiente y productivo de agua de lluvia (agua verde) en la agricultura de secano, y iii) Tecnologías para el aprovechamiento y gestión del agua con fines múltiples para bebida humana y animal. Este último se realiza conjuntamente con los institutos que conforman el Centro de Investigación Para la Agricultura Familiar (CIPAF), ProFeder y Cambio Climático en el Noreste Argentino (NEA).

El área Riego está organizado por escala de trabajo: i) Necesidades de agua y estrategias de riego de los cultivos, ii) Tecnologías para implementar eficientemente las estrategias de riego y también las tecnologías para el uso de aguas de baja calidad (natural y efluentes) a escala de fincas, y iii) Caracterización de los diferentes usos agropecuarios, su relación con otros usos de agua a nivel de cuenca y gestión colectiva del agua en relación con el fortalecimiento de las organizaciones de usuarios.

5.2. Desafíos

El principal desafío del PNA para los próximos 9 años (2014-2022) es aportar conocimientos y tecnologías para contribuir a la implementación de la GIRH en todas las jurisdicciones. En particular, incorporar, capacitar y conformar una masa crítica mínima de investigadores y extensionistas altamente capacitados en los diferentes aspectos relevantes de la problemática hídrica, con aptitud para dirigir investigaciones y procesos de transferencia tecnológica y establecer interacciones y fuertes articulaciones con otras instituciones públicas y privadas del país y del extranjero.

La innovación en ese marco tiene el desafío de trabajar con una visión holística sobre todos los componentes que hacen a la gestión del recurso: inventario, caracterización de cuencas, prospectiva y evaluación de escenarios, tecnologías de gestión a diferentes escalas (cuenca, sistemas, fincas, lotes); uso de aguas de baja calidad y reuso de aguas grises, fortalecimiento de las organizaciones provinciales y de usuarios y Comités de

Cuencas para el logro de una gobernanza efectiva e inclusiva de todos los sectores.

5.3. Fortalezas

Las principales fortalezas del programa son: i) Territorialidad nacional a través de centros de investigación, estaciones experimentales y agencias de extensión, ii) Masa crítica en temas de riego convencional y complementario, hidrología agropecuaria, uso consuntivo de cultivos y frutales, y iii) Articulaciones internas (componentes estratégicos y programáticos) y externas (universidades, agencias provinciales, Secretaría de Agricultura Familiar del Ministerio de Agroindustria, Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola, municipios, comunidades de regantes), e internacional (Programa Cooperativo para el Desarrollo Agroalimentario y Agroindustrial del Cono Sur, Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura).

5.4. Acciones

Generación de información sobre utilización del agua en el sector agropecuario con la cuenca como unidad de gestión.

Desarrollo de tecnologías específicas para la planificación y gestión del agua en condiciones de secano y riego a diferentes escalas.

Desarrollo de tecnologías para el acceso al agua con fines múltiples en poblaciones rurales dispersas y análisis de procesos locales del agua y riego.

5.5. Logros

En virtud de los tres años de vida del PNA se avanzó en los siguientes ítems:

i) Conformación de grupos de trabajo sólidos, interdisciplinarios e institucionales en varios territorios y entre disciplinas.

Construir grupos interdisciplinarios es uno de los objetivos fundamentales del Programa, porque tratar las problemáticas complejas de la gestión del agua desde la cuenca a la huerta en los territorios requiere integrar conocimientos disciplinarios para generar capacidades emergentes que superan la suma de los aportes particulares.

ii) Formación de nodos macrorregionales que garanticen una masa crítica regional en todos los temas abordados por el Programa.

Para aprovechar mejor los escasos recursos institucionales humanos, instrumentales y presupuestarios de los territorios para la investigación, experimentación, capacitación e innovación en temáticas relativamente nuevas, el Programa construye una estructura territorial con base en nodos macrorregionales y regionales en los que participan recursos extra INTA vinculados a los sistemas productivos.

iii) Formación formal de recursos humanos a nivel de grado y posgrado, e informales a través de capacitaciones internas, estadías en otras unidades de INTA y otras instituciones nacionales y extranjeras.

Contribuir al fortalecimiento del capital humano de los territorios en la diversidad de temas que abarca el Programa compromete a promover capacitaciones internas y externas y a los mejores formados en la dirección de tesis de grado y posgrado, cursos internos e incluso capacitación a docentes de escuelas agrotécnicas.

iv) Internalización y externalización de las cuencas hidrológicas como unidad de planificación territorial y gobernabilidad de los recursos naturales.

Afianzar el concepto de cuenca como unidad de planificación y gestión de los recursos naturales, principio básico de la GIRH, es un compromiso del Programa en el que se avanzó internamente para luego integrarlo con otros Programas.

v) Articulaciones con otros programas nacionales con temas afines.

Articular las acciones de diferentes programas institucionales nacionales y regionales es un requisito indispensable para lograr la innovación en los territorios. El Programa avanza satisfactoriamente en la articulación con suelo, cereales y oleaginosas, forestales, producción animal, Profeder, Prohuerta, Cambio Rural y con la mayoría de los proyectos regionales con énfasis en el territorio.

vi) Articulación e integración con otras instituciones del sector hídrico nacional y provincial.

Participar en la implementación de la gestión integrada de los recursos hídricos liderando la gestión agropecuaria y participando en la capacitación de actores y sus organizaciones es objetivo del Programa. Se trabaja y acrecienta el reconocimiento de otras instituciones: Instituto Nacional del Agua, Plan de Riego MinAgri, Autoridad del Agua de la provincia de Buenos Aires y entes provinciales

6. Conclusiones

La puesta en funcionamiento del Programa Nacional Agua re-vertió la tendencia institucional sobre la descapitalización de los cuadros de investigadores y técnicos altamente especializados y comprometidos con los recursos naturales “Suelo-Agua-Planta”, convirtiéndose en un actor importante en el proceso de implementación de la GIRH a nivel de cuenca hidrológica y líder en innovación en tecnologías que aseguran un uso eficiente, productivo y sustentable del agua en el sector agropecuario. Asimismo, es un componente fundamental en el empoderamiento y fortalecimiento de las organizaciones de usuarios.

Los Proyectos Específicos identificaron e intercambiaron conocimientos y experiencias con los grupos de trabajo INTA y extra INTA, con pertinencia en la temática hídrica, constituyendo un significativo adelanto hacia la conformación de una red nacional con incumbencia del agua para los agroecosistemas.

Los investigadores referentes del Programa Agua participan proactivamente en el dictado de asignaturas pertenecientes al currículo de la mayoría de las escuelas de posgrado del país. En virtud del nuevo Programa Futuros: Escuela de Posgrado Agua + Humedales, de la UNSAM y Fundación Innovación y Tecnología (FUNINTEC), los profesionales podrían integrarse a la plantilla de docentes y áreas temáticas a abordar por dicha casa de estudio.

Bibliografía

[1] Consejo Hídrico Federal (2003). *Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina. Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua*. Buenos Aires.

[2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (1986). *Documento básico para el programa de riego y drenaje*. Mendoza.

[3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2004). *Plan Estratégico Institucional 2005-2015*, disponible en <https://inta.gob.ar/documentos/plan-estrategico-institucional-2005-2015>.

[4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2013). *Programa Nacional Agua*, disponible en <https://intranet.inta.gob.ar/proyectos/Servicios/carga-consultas-2013.aspx>.

RESUMEN

El término humedal es reciente, como también el reconocimiento de que este tipo de ecosistema es diferente respecto de los terrestres y los acuáticos. Las definiciones actuales ponen en evidencia que son los aspectos funcionales derivados de la presencia del agua, y no los estructurales, los que brindan la base para comprender el concepto de humedal. Las definiciones también expresan la necesidad de un abordaje interdisciplinario y sistémico para su comprensión y gestión.

Los humedales representan apenas el 5-7% de la superficie terrestre, pero revisten gran importancia por la cantidad y la calidad de los bienes y servicios que proveen a la sociedad, los cuales están estrechamente ligados al funcionamiento hidrológico. En la Argentina, los humedales ocupan más del 21% del territorio, presentando una amplia variedad de tipos diferentes. El estado actual de transformación y degradación de los humedales de nuestro país hace necesario avanzar en la comprensión de su funcionamiento y en su gestión, de manera tal de evitar su pérdida.

Palabras clave: *Definiciones de humedales; servicios ecosistémicos; humedales de Argentina.*

Abstract

Wetland is a rather recent term, together with its acknowledgment as special kind of ecosystem, neither terrestrial nor aquatic. Current definitions highlight that the functional role of water is the key to understand what a wetland is, instead of structural descriptions. Wetland definitions also remark the need of a systematic and interdisciplinary approach to increase our knowledge and provide better management.

Although wetlands cover between 5-7% of Earth's land surface, the goods and services they provide have a much larger societal impact, both in quantity and quality, being closely related to their hydrological functioning. In Argentina, Wetlands cover around 21% of its territory and present a wide variety of types. Because of their transformation and degradation levels, it is necessary to improve the knowledge about them as well as to incorporate effective management plans in order to prevent their disappearance.

Key words: *Wetland definitions; ecosystem services; wetlands of Argentina.*

Vivir sin humedales¹

Patricia Kandus²

Priscilla Minotti³



Tales de Mileto estaba convencido que había un Principio (arkhe) de lo que todo estaba hecho, y pensó que ese principio era el agua. Tales dedujo tal convicción de “la constatación de que el sustento de todas las cosas es húmedo”, de que las simientes y semillas “poseen una naturaleza húmeda” y por consiguiente la desecación total provoca la muerte. Puesto que la vida está ligada a la humedad, y la humedad viene del agua, el agua debe ser el principio de todas las cosas.

Aristóteles, *Metafísica*.

1. La primera impresión

Al pensar en un bosque, en el imaginario de la mayoría de la gente aparece una imagen placentera, vinculada probablemente a algún paseo por senderos sombreados, perfumes de árbol y tierra, sonidos de pájaros y temperaturas agradables. Incluso, cuando se trata de selvas tropicales, el placer hace lugar a la fascinación vinculada con lo exótico y exuberante de la biodiversidad. La definición de bosque está directamente vinculada a la presencia y abundancia de árboles, lo cual permite tener una idea inmediata de cómo son estos

1 Agradecemos al Dr. Alberto Pochettino, por su entusiasmo y aliento permanente para generar espacios de pensamiento crítico y acción. A la Dra. Natalia Morandeira, por su revisión crítica del manuscrito y por sus sugerencias muy acertadas. Agradecemos, por último, al Dr. Claudio Baigún, por motivarnos a no dejar pasar esta oportunidad.

2 Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática (LETyE), Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina. patriciakandus@gmail.com.

3 Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática (LETyE), Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina. priscilla.minotti@gmail.com.

ecosistemas o, dicho de otro modo, de qué se está hablando: un bosque se asocia con la visualización de un paisaje colmado de árboles. El valor de los bosques es socialmente reconocido y está fundado sobre una larga tradición de uso, de percepción estética y también de estudios científicos. Madera, sombra, combustible, paisaje, oxígeno, son términos clave asociados al concepto de bosque. Aun así, las tasas de deforestación y degradación de estos continúan siendo elevadas en nuestro país y en el mundo [1, 2, 3].

Por el contrario, el concepto de humedal pareciera no tener un anclaje en ningún elemento que nos sea familiar. Incluso, ese componente exótico que da interés a los bosques torna peligrosos y desagradables los humedales: la mística de los pantanos tenebrosos y plagados de mosquitos es una imagen comúnmente asociada a este término. Desde lo técnico, la definición de humedal no es evidente dado que no hay un aspecto estructural que facilite identificarlos: los humedales pueden ser bosques, pastizales, praderas, salares o cuerpos de agua libre. La historia muestra que la formalización de una definición del concepto humedal fue forzada por un tratado internacional que obligó a la comunidad a hablar de estos ambientes: la Convención Internacional sobre los Humedales (más comúnmente conocida por la Convención de Ramsar por haberse suscripto por primera vez en 1971 en la ciudad iraní de Ramsar). Sin embargo, aún hoy no hay consenso sobre su valor: para unos son desgracias y para otros son la base del sustento diario. Los profesionales y técnicos que trabajan y asesoran en gestión del agua generalmente los ignoran o desconocen su existencia, aunque el manejo del agua pasa siempre, quiérase o no, por los humedales.

2. Humedal, una palabra nueva

Antes de definir apropiadamente qué son los humedales, es necesario resaltar que el término es muy reciente en nuestro vocabulario, tanto coloquial como científico, y no solo en castellano sino también en otras lenguas modernas. Los humedales se caracterizan por la variedad de sus fisonomías (figura 1). Ecosistemas como pantanos, turberas y marismas no tenían un término único que los englobara hasta mediados del siglo XX. Esta variedad de ambientes anegados o con suelos húmedos solo

tenían en común ser casi inhabitables para el hombre moderno, incultivables, con una singular predisposición a la proliferación de mosquitos y otras alimañas que, desde una visión positiva, podían congregar concentraciones multitudinarias de aves tanto residentes como migratorias, así como la abundancia de otros grupos faunísticos. Fue la valoración de la avifauna (particularmente aquella sometida a un uso cinegético) la que abrió los ojos sobre la importancia de los humedales.

Durante los sesenta, se empezó a reconocer que tanto las aves como las áreas húmedas que constituían sus hábitats estaban disminuyendo a un ritmo alarmante, lo que motivó el desarrollo de reuniones y tratados internacionales entre gobiernos, organizaciones no gubernamentales y científicos para detener este proceso. Las negociaciones dieron lugar a lo que hoy es considerado el tratado ambiental global intergubernamental más antiguo, la “Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas” (Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat), que fue firmado por 18 países en la localidad de Ramsar, Irán, en febrero de 1971 y entró en vigencia recién en 1975.

La Convención sobre los Humedales, o Convención de Ramsar, define los humedales como las extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanente o temporario, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas; incluyendo las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros. Esta definición es inclusiva por su amplitud, y su carácter enumerativo no permite identificar de forma inmediata cuál es la esencia de estos ecosistemas.

Antes de la aparición de la Convención de Humedales, la comunidad científica no había tenido necesidad de definir el término; cada uno llamaba a sus humedales por nombres comunes o vernáculos, tales como turbera, laguna o juncal. No obstante, el término en inglés *wetland* sí tenía una tradición de uso en la legislación anglosajona, originado en los edictos reales del siglo XIII que mandaban a drenar las tierras húmedas o anegables para establecer tierras de cultivo [4]. Para implementar el tratado fue necesario realizar una interpretación legal apropiada, lo que ha llevado a una consulta y colaboración continua entre instituciones académicas y agencias gubernamentales. La aplicación

de principios científicos para definir los humedales y delinear sus límites es considerada una tarea clave para reducir la incertidumbre del término; no obstante, no hay ninguna seguridad de que las definiciones alcanzadas resulten útiles para diferenciar los humedales de cualquier otro ecosistema ni que tampoco permitan especificar los límites exactos de ellos [5].

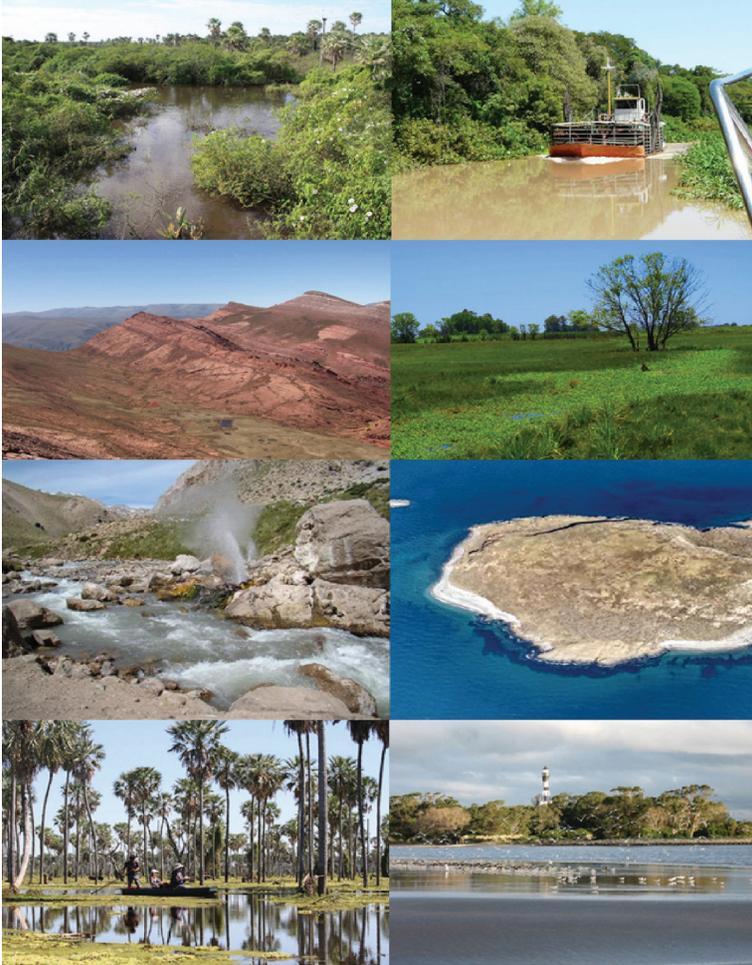


Figura 1. Todas estas imágenes son de distintos tipos de humedales: a) bosque inundable, Riacho Formosa; b) bosque ribereño, Delta del Paraná; c) vega en la Puna Jujena; d) cañada en la Cuenca del Río Lujan, Buenos Aires; e) geiser y arroyo de aguas calientes, ANP Domuyo, Neuquén; f) praderas marinas de *Macrocystis pirifera* rodeando las islas del Canal de Beagle, Tierra del Fuego; g) bañado La Estrella, Formosa; h) marisma costera en San Clemente del Tuyú, Buenos Aires. Fotos: a, f-g: P. Minotti; c: L. Borgo; d: M. Perez Dafontas; b, g-h: P. Kandus.

3. Comunción del aire, la tierra y el agua

La República Argentina es parte contratante de la Convención de Ramsar, la cual está incorporada a nuestro marco normativo mediante la Ley Nacional 23.919. Como se mencionó anteriormente, esta normativa solo define los humedales a partir de una enumeración, y si bien esta limitación no ha afectado el reconocimiento de áreas de alto valor de conservación de importancia nacional e internacional, no ha permitido ir más allá de esta actividad en la implementación de la Convención.

La Convención también insta a las Partes Contratantes a realizar inventarios nacionales de humedales como herramienta básica para la gestión de estos ecosistemas. En nuestro país, para llevar a cabo un Inventario Nacional de Humedales fue necesario discutir y consensuar una definición que reflejara su identidad. En el Taller “Hacia un Inventario Nacional de Humedales (INH)” organizado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS) el 14 y 15 de septiembre de 2016, se acordó como definición que:

Un humedal es un ambiente en el cual la presencia temporaria o permanente de agua superficial o subsuperficial causa flujos biogeoquímicos propios y diferentes a los ambientes terrestres y acuáticos. Rasgos distintivos son la presencia de biota adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o suelos hídricos o sustratos con rasgos de hidromorfismo.

El humedal emerge aquí como un ecosistema. En los primeros ejercicios de definición, los humedales fueron considerados como una transición entre los sistemas acuáticos y terrestres [6]. Este concepto ha sido repetido hasta la actualidad en forma sistemática, y es otro elemento que sumó dificultad a la hora de poner en valor a estos ambientes. Los humedales son ambientes ecológicos singulares, con propiedades emergentes propias (figura 2). El énfasis en su entidad ecológica contrasta con el hecho de considerarlos como un ecotono entre la tierra y el agua, lo cual los ubica en los confines de los estudios de los científicos terrestres y de los científicos acuáticos (y en consecuencia resultó que en muchos aspectos no fueran estudiados por nadie...). En este sentido, es reveladora la revisión realizada por Zhang *et al.* [7], quienes muestran que recién a principios de la década de 1990 arranca la publicación de trabajos que abordan la problemática de los humedales en las revistas científicas internacionales.

La definición propuesta en el marco del INH, así como otras formuladas en el ámbito científico [8, 9, 10], pone también en evidencia que son los aspectos funcionales derivados de la presencia del agua, y no los estructurales como en el caso de los bosques, los que brindan la base para comprender el concepto de humedal. Este es uno de los conceptos más complejos de transmitir desde el ámbito académico al de la gestión y al público en general.

Según Brinson [11], el funcionamiento general de los humedales se basa en tres aspectos fundamentales: el emplazamiento geomorfológico, la fuente de agua y su hidrodinámica. El primero se refiere a la posición topográfica y la forma del humedal de acuerdo con su localización en el paisaje; por ejemplo, en franjas lacustres, en cubetas, en zonas playas o en planicies fluviales, entre otros. Las fuentes u orígenes del agua hacen referencia a la precipitación, los flujos horizontales superficiales o subsuperficiales y las descargas de agua subterránea. La hidrodinámica, en cambio, se refiere a la dirección y a la energía del agua. Estas dos últimas junto con la variabilidad temporal del nivel del agua, constituyen el régimen hídrico del humedal. En este enfoque, denominado hidrogeomórfico [12], el régimen climático y la posición topográfica definen el aporte general del agua, pero es el emplazamiento geomorfológico el que influye sobre las fuentes de agua y la hidrodinámica una vez que el agua pasa a formar parte del humedal. La hipótesis subyacente del enfoque hidrogeomórfico es que la geomorfología es la base para el emplazamiento de un humedal, pero el régimen hidrológico es el determinante principal de las características estructurales y funcionales de los humedales y, por lo tanto, de las comunidades de plantas y animales que se desarrollan en ellos [10].

En la definición propuesta para el INH se habla de “flujos bioquímicos propios” en referencia a ciclos de nutrientes y de materia en general que, en el caso de los humedales, están fuertemente afectados por las condiciones reductoras en el sustrato (falta de oxígeno o anaerobiosis) debido a la presencia de agua durante períodos de tiempo prolongados, o por la alternancia de condiciones de óxido y reducción, frecuentes en humedales anegados en forma estacional o periódica. Los ciclos del nitrógeno y del carbono, así como los de otros elementos como el azufre, el hierro y el manganeso, entre otros, se ven afectados por estas situaciones [13].

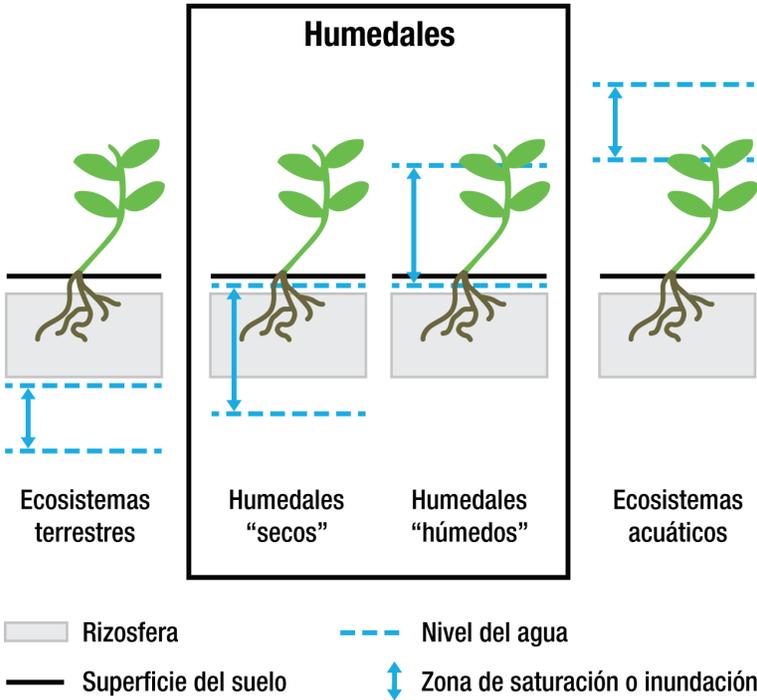


Figura 2. Esquema de los ecosistemas terrestres, acuáticos y humedales en relación a la variación del nivel de agua. Fuente: Kandus *et al.* [25].

Entre los rasgos distintivos de los humedales, el término “biota adaptada” se refiere a microorganismos, plantas y animales con adaptaciones a la presencia de agua o a la alternancia de falta y exceso de la misma. Por ejemplo, la presencia de biofilms bacterianos, invertebrados sésiles (moluscos), anfibios y reptiles indicadores, etc. En particular, tienen valor diagnóstico acerca de la presencia de humedales las plantas hidrófitas, o sea, aquellas plantas vasculares que presentan adaptaciones celulares (bioquímicas), estructurales o fisiológicas para poder establecerse, desarrollarse y reproducirse en sitios donde el agua somera en superficie o la saturación del sustrato inducen a condiciones de anaerobiosis en el ambiente de las raíces [9]. Otro rasgo distintivo que emerge de la definición es la presencia de suelos hídricos [14] o de sustratos que no son suelo (rocas, sedimentos) pero poseen rasgos de

hidromorfismo, o sea que evidencian la acción del agua por períodos prolongados [15].

El carácter interdisciplinario y sistémico que presenta la definición de humedal es nuevamente un elemento que complejiza



Figura 3. Arroyo González, Formosa. Arriba: aguas altas. Abajo: estiaje. Fotos: P. Minotti.

la identificación de estos ambientes. Hablamos de biogeoquímica, aspectos físicos y químicos del suelo, de hidrología y de biota adaptada. Cada uno de estos términos involucra un cuerpo de conocimientos técnicos específicos y vastos que difícilmente son abarcados por un único profesional. Como si fuera poco, los humedales son sistemas dinámicos, y esa variación en el tiempo es a veces cíclica y otras veces sumamente irregular. La alternancia de pulsos de inundación y seca es el principal motor que genera y mantiene los paisajes fluviales como los del Delta del Paraná o de los riachos formoseños (figura 3). Florentino Ameghino [16] señalaba ya esta dicotomía al opinar negativamente sobre las canalizaciones para drenaje como solución única y simple a las inundaciones de los humedales pampeanos, ya que según él, la fase seca era tanto o más crítica debido a las pérdidas en producción pecuaria y las canalizaciones impedían el almacenamiento de agua para esos períodos secos. Algunos humedales son efímeros, y su corto tiempo de anegamiento, asociado a lluvias o deshielos, es suficiente para que organismos diversos logren reproducirse y sus poblaciones, perduren en el tiempo.

4. Beneficios desapercibidos

En la actualidad, la existencia de los humedales en nuestro planeta se halla seriamente comprometida. Durante años, e incluso en la actualidad, los humedales han sido vistos como elementos limitantes del progreso, y el destino para gran parte de ellos sigue siendo drenarlos o rellenarlos para convertirlos en tierra firme, o dragarlos para que sean cuerpos de agua profunda. A pesar de que apenas ocupan entre el 5 y el 7% de la superficie terrestre [17], su degradación y pérdida tiene lugar más rápidamente que las de otros ecosistemas [18]. De acuerdo con lo informado en la última Conferencia de Partes de Ramsar realizada en Punta del Este (Uruguay) en 2015, la extensión global de los humedales disminuyó entre 64 y 71% en el siglo XX, y la pérdida continúa en el presente siglo.

La desaparición y la degradación de humedales involucran la pérdida de sus funciones ecosistémicas y, en última instancia, la pérdida de los bienes y servicios que proveen a la sociedad (tabla 1). Las clasificaciones de funciones ecosistémicas más difundidas están basadas en los tipos de servicios provistos

[19]. Esto ha generado mucha confusión ya que en vez de utilizar denominaciones que hagan referencia a los componentes estructurales y procesos ecológicos, las funciones ecológicas se agrupan y se nombran por los servicios ecosistémicos que de ellas derivan. En este sentido, y según un esquema similar al empleado por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio [18], las funciones ecológicas de los humedales se agrupan en aquellas que proveen servicios de regulación, de aprovisionamiento, de soporte o de biomasa y culturales.

La presencia de los humedales y su cobertura vegetal disminuyen la intensidad de los efectos de las inundaciones sobre los ecosistemas vecinos, amortiguan los excedentes hídricos en las cuencas, disminuyen el poder erosivo durante eventos extremos de creciente o tormentas, estabilizan la línea de costa y constituyen una reserva de agua dulce para el hombre, tanto para consumo directo como para su utilización en sus actividades productivas (figura 4). Las funciones de regulación biogeoquímica, tales como la retención de nutrientes, sedimentos y también de contaminantes, contribuyen a mejorar la calidad del agua para consumo y producción, brindan el soporte a la producción primaria (por ejemplo de forraje) y, en casos como el de las turberas, ejercen incluso un efecto de regulación climática (figura 5). Es decir, en la mayor parte de los humedales tienen lugar múltiples funciones ecológicas y, por lo tanto, la diversidad de servicios ecosistémicos asociada puede ser muy importante. Por ejemplo, los humedales pampeanos brindan un servicio de soporte fácil de identificar ya que han sido la base del desarrollo ganadero del país (figura 6) y, en un tiempo no tan lejano, fueron famosos por sus pesquerías de pejerrey [20]. A su vez, son ecosistemas que proveen hábitats críticos tanto para aves migratorias transhemisféricas como para tortugas, anfibios e invertebrados acuáticos que se alimentan y reproducen allí. Al igual que para lograr delinear la extensión de los ecosistemas de humedales, la necesidad de miradas interdisciplinarias se torna esencial para evaluar los beneficios derivados de estos ambientes.

La diversidad biológica de los humedales proporciona una amplia variedad de productos animales y vegetales. Entre ellos, se destacan frutos, semillas, peces, aves, reptiles, huevos de tortugas, forraje, fibras para papel, leña, así como materiales para la construcción de viviendas (madera, resinas y hojas de plantas) [21]. En el caso del Delta del Paraná, el aprovechamiento

de varios de estos recursos ha sido una práctica adaptada a las características hidrológicas particulares de la región; más del 25% de las especies de mamíferos, reptiles, anfibios y aves no paseriformes y el 47% de los peces tienen algún tipo de uso y contribuyen a una parte fundamental de la economía de las comunidades locales [22]. Por su parte, la pesca del sábalo (*Prochilodus lineatus*), especie muy abundante en la región del Delta del Paraná, representa un recurso propio y valorado del sistema de humedales de esta zona [23]. Todos estos elementos se entrelazan en el desarrollo de una cultura isleña propia.

Muchos de los destinos turísticos y sitios de recreación elegidos por la gente incluyen paisajes de humedales, aunque estos no sean reconocidos como tales. La costa atlántica, los arroyos cordobeses, las islas del Paraná y las lagunas someras de la Puna son solo algunos ejemplos de lugares visitados donde los humedales suelen ser un sello de identidad.

FUNCIÓN ECO-SISTÉMICA	FUNCIONES ESPECÍFICAS	BIENES Y SERVICIOS ECO-SISTÉMICOS (EJEMPLOS)
Regulación hidrológica	Desaceleración de los flujos y disminución de la turbulencia del agua	Estabilización de la línea de costa Disminución del poder erosivo
	Regulación de inundaciones	Disminución de la intensidad de los efectos de las inundaciones sobre los ecosistemas vecinos
	Retención de agua Almacenaje a largo y corto plazo	Presencia de reservorios de agua para consumo y producción
	Recarga de acuíferos	Reserva de agua dulce para el hombre, tanto para consumo directo como para su utilización en sus actividades productivas
	Retención y estabilización de sedimentos	Mejoramiento de la calidad del agua
	Regulación de procesos de evapotranspiración	Atemperación de condiciones climáticas extremas

FUNCIÓN ECO-SISTÉMICA	FUNCIONES ESPECÍFICAS	BIENES Y SERVICIOS ECO-SISTÉMICOS (EJEMPLOS)
Regulación bioquímica	Ciclado de nutrientes (nitrógeno, carbono, fósforo, etc.)	Retención de contaminantes Mejoramiento de la calidad del agua
	Almacenaje/retención de nutrientes (ej. fijación/ acumulación de dióxido de carbono)	Acumulación de carbono orgánico como turba Regulación climática
	Transformación y degradación de contaminantes	Mejoramiento de la calidad del agua Regulación climática
	Exportación	Vía agua: sostén de las cadenas tróficas vecinas Regulación climática: emisiones de metano a la atmósfera
Regulación ecológica	Regulación de la salinidad	Provisión de agua dulce Protección de suelos Producción de sal
	Producción primaria	Secuestro de carbono en suelo y en biomasa Producción agrícola (ej. arroz) Producción de forraje para ganado doméstico y especies de fauna silvestre de interés Producción apícola Producción de combustible vegetal y sustrato para cultivos florales y de hortalizas (turba)
Producción secundaria	Producción de proteínas para consumo humano o como base para alimento del ganado doméstico (fauna silvestre, peces e invertebrados acuáticos) Producción de especies de interés para caza deportiva, pesca deportiva y comercial, turístico-recreacional	

FUNCIÓN ECO-SISTÉMICA	FUNCIONES ESPECÍFICAS	BIENES Y SERVICIOS ECO-SISTÉMICOS (EJEMPLOS)
Regulación ecológica (cont.)	Provisión de hábitat	Ambientes de interés paisajístico Oferta de hábitat para especies de interés comercial, cinegético, cultural, etc. Provisión de hábitats críticos para especies migratorias (particularmente aves) y para la reproducción de especies animales (particularmente aves, tortugas acuáticas, peces)
	Mantenimiento de interacciones biológicas	Mantenimiento de cadenas tróficas de los ecosistemas vecinos Exclusión de especies invasoras
	Mantenimiento de la diversidad tanto específica como genética	Producción de productos animales y vegetales alimenticios Producción de productos vegetales para la construcción Producción de productos animales y vegetales no alimenticios (cueros, pieles, plumas, plantas y peces ornamentales, mascotas, etc.). Producción de productos farmacológicos y etnobiológicos (para etnomedicina, con fines religiosos, rituales, etc.)

Tabla 1. Funciones ecosistémicas de los humedales y ejemplos de bienes y servicios asociados. Basado en [25].

Las funciones ecosistémicas de los humedales (almacenaje de carbono, hábitat para fauna silvestre, recarga de acuíferos, filtrado de contaminantes, almacenaje de agua, entre otras) se diferencian entonces de las funciones de los ecosistemas terrestres y acuáticos en su dependencia del régimen hidrológico. Un aspecto crítico es que no se percibe esta relación íntima entre el mantenimiento del régimen hidrológico, los componentes estructurales de los humedales (biodiversidad en todas sus



Figura 4. Función de regulación hidrológica. Arriba: juncals del frente de avance del Delta del Paraná. Foto: P. Minotti. Abajo: marismas de *Spartina densiflora*, en la albufera de Mar Chiquita. Foto: G. Gonzalez Trilla.

escalas) y las funciones ecosistémicas. Este es un concepto muy importante porque implica que todo emprendimiento de infraestructura en un humedal constituye una obra hidráulica.

La modificación del humedal por obras o acciones sin tener en cuenta esta dependencia hídrica clave afecta en forma directa su funcionamiento y también el de los ecosistemas vecinos. Más aun, como los servicios y bienes que brindan los humedales, por lo general, no tienen una valoración económica



Figura 5. Función de regulación biogeoquímica. Turberas del Mirador del Martial, Tierra del Fuego. Foto: P. Minotti

Figura 6. Servicio de aprovisionamiento o soporte. Derecha: ganadería bovina en los humedales pampeanos. Izquierda: guanacos pastando en mallines patagónicos. Fotos: P. Kandus.

directa y a corto plazo, su gestión se limita a autorizar actividades cuyo beneficio aparente es mayor o es percibido como de rápido retorno. Esta mirada estrecha amenaza la integridad ecológica de los humedales y con ello se potencia el riesgo de pérdida de estos ambientes y, en consecuencia, de los beneficios que brindan.

En esencia, la pérdida de humedales acelera el ciclo del agua. El agua dulce antes almacenada en compartimientos del continente por más tiempo, al eliminar los humedales, pasa a circular más rápidamente por los canales naturales y artificiales camino al mar, donde se mezcla con el agua salada. La falta de cobertura vegetal natural, por ejemplo, por el avance de la agricultura industrial lleva a una pérdida de la amortiguación del impacto de la precipitación sobre el suelo, aumentando los valores de escorrentía superficial y el arrastre de partículas de suelo, nutrientes y contaminantes. Sin los humedales, a su vez, el arrastre de las lluvias impacta directamente sobre los cursos de agua, aumentando la turbidez y disminuyendo la calidad del agua.

5. Los humedales de Argentina

En la Argentina, la superficie ocupada por los humedales fue estimada en 600.000 km², representando el 21,5% del territorio nacional [24]. Se trata de un valor elevado en comparación con los guarismos mundiales y concuerda con los valores estimados para el continente sudamericano [17].

Cuando se habla de humedales de la Argentina, rápidamente citamos como ejemplo “los esteros del Iberá”, en la provincia de Corrientes, “el Delta del Paraná”, en la porción final de la Cuenca del Plata, o la “laguna de Llanquanelo”, en la Payunia mendocina. Todos grandes humedales, todos diferentes. El primero, sobre un antiguo cauce abandonado por el Paraná y que hoy se alimenta con las abundantes lluvias estivales. El segundo, en plena planicie de inundación del río Paraná, sometido a los pulsos de crecienta de la cuenca y a las idas y vueltas de las mareas del Plata, y que conforma una cuña subtropical en la pampa templada. El último, en cambio, es un enorme espejo de agua de carácter salobre, enmarcado en un ambiente desértico y volcánico y alimentado principalmente por aguas subterráneas. Cada uno de estos tres ejemplos alberga una enorme biodiversidad y belleza escénica.

Sin embargo, estos humedales no son los únicos. La abundancia de humedales en nuestro país se expresa en una notable variedad de tipos que incluyen ambientes tan diversos como vegas, lagunas, turbales, pastizales inundables, bosques fluviales, esteros, bañados y zonas costeras estuáricas y marinas, entre otros [25]. La oferta amplia de condiciones fisiográficas, climáticas, hidrográficas y ecológicas es la base para comprender esta diversidad y su heterogénea distribución geográfica en el territorio nacional, la que se ve representada en diferentes regiones y subregiones de humedales del país [26] (figura 7). Algunas de estas regiones, particularmente las vinculadas a la Mesopotamia, conforman algo así como un vergel de humedales por doquier; en la Patagonia, la Puna y Cuyo, en cambio, los humedales apenas son parches aislados, como oasis en un paisaje terrestre, e inclusive árido. Probablemente, los mallines, vegas de altura, lagunas someras y los pequeños cauces no sean tan espectaculares, y la mayoría nunca tendrá el título de “Humedales de Importancia Internacional”. Sin embargo, son el sustento crítico para muchas comunidades locales cuya subsistencia y forma de vida depende de la persistencia e integridad ecológica de ellos.

6. Entre Gaia y Marte

Si los humedales ocupan una superficie tan pequeña del planeta y, además, los modos de producción masivos que se premian se basan en la explotación indiscriminada de los sistemas terrestres o los acuáticos en aras de un beneficio a corto plazo, entonces, cabe preguntar, ¿qué perdemos realmente cuando perdemos humedales? Los humedales emergen en nuestro texto como elementos claves en el ciclo del agua, son sinónimos de biodiversidad, de conocimiento y, por sobre todo, de vida. En el caso de los bosques, aun con su alta valoración, resulta difícil para muchos países, particularmente para los del denominado Tercer Mundo, llevar adelante políticas de conservación y de uso sustentable en el marco de modelos de desarrollo basados en criterios de mercado y de maximización de la renta en lo inmediato. Estamos seguros de que no podríamos vivir en un planeta sin agua, como lo es hoy Marte. El agua es sinónimo de vida, y hoy sabemos que las interacciones entre los diferentes componentes del planeta ocurren a diferentes escalas

espaciales y temporales en forma simultánea. Entonces, ¿acaso podríamos vivir sin humedales? Necesitamos comprender que la conservación de los ecosistemas con sus complejas tramas de interacciones, señalada tempranamente por Lovelock y Margulis [27] en su GAIA, son pilares para el sostenimiento de la calidad de vida en el planeta y, en consecuencia, para la mejor gestión de sus recursos.

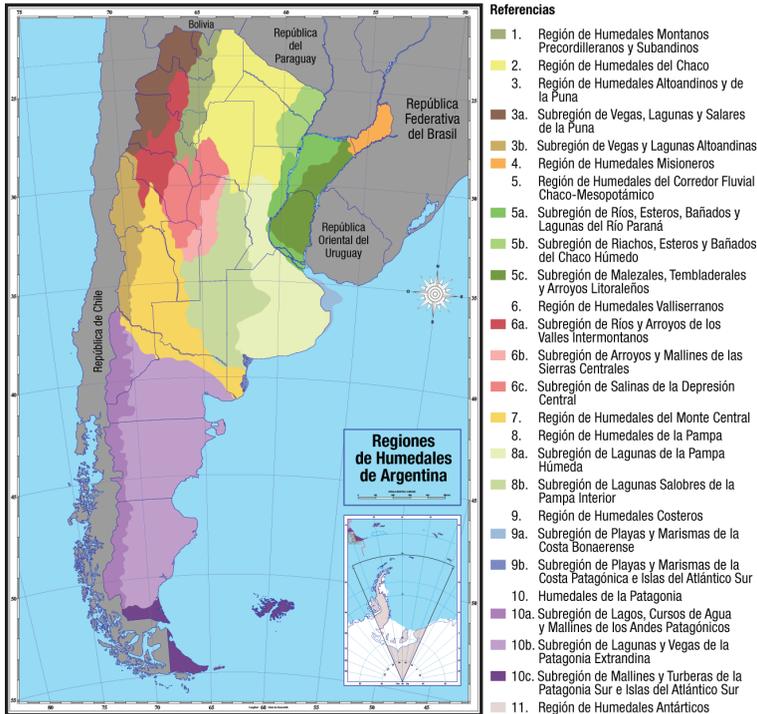


Figura 7. Regiones de humedales de Argentina. Fuente: P. Kandus, P. Minotti, I. Fabricante y C. Ramonell, http://ambiente.gob.ar/wp-content/uploads/Humedales-de-Argentina_01.pdf.

Bibliografía

- [1] **Fearnside, P. M.** (2005). “Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences”, *Conservation biology*, v. 19, n. 3, pp. 680-688.
- [2] **Gasparri, N. I. y Grau, H. R.** (2009). “Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007)”, *Forest ecology and Management*, v. 258, n. 6, pp. 913-921.
- [3] **Achard, F. et al.** (2014). “Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010”, *Global change biology*, v. 20, n. 8, pp. 2540-2554.
- [4] **Koch Jr., Ch. et al.** (2015). *Administrative Law: Cases and Materials*. 6ª ed. Durban NC, Carolina Academic Press.
- [5] **Lewis, W. M.** (1995). *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. Washington DC, National Research Council (US), National Academy Press.
- [6] **Cowardin, L. M. et al.** (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. US Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.
- [7] **Zhang, I. et al.** (2010). “A review of published wetland research, 1991-2008: ecological engineering and ecosystem restoration”, *Ecological Engineering*, v. 36, n. 8, pp. 973-980.
- [8] **Neiff, J.** (1999). “El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica”, en: *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. La Habana, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, pp. 99-142.
- [9] **Keddy, P. A.** (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge, Cambridge University Press.
- [10] **Mitsch, W. J. y Gosselink, J.** (2015). *Wetlands*. 5ª ed. New Jersey, Wiley.
- [11] **Brinson, M.** (1993). “A hydrogeomorphic classification for

wetlands. Technical Report”, en: *WRP-DE-4, US Army Corps of Engineers*. Washington DC, Wetlands Research Program.

[12] **Semeniuk, V. y Semeniuk, C. A.** (1997). “A geomorphic approach to global classification for natural wetlands and rationalization of the system used by the Ramsar Convention – a discussion”, *Wetlands Ecology and Management* 5, pp. 145-158.

[13] **Reddy, K. R. y Delaune, R. D.** (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. Boca Raton, CRC Press.

[14] **Soil Survey Staff** (1996). *Keys to soil taxonomy*. 7ª ed. Washington DC, USDA Natural Resources Conservation Services.

[15] **Richardson, J. L. y Vepraskas, M. J.** (2000). *Wetland Soils: Genesis, Hydrology, Landscapes, And Classification*. Boca Raton, Florida, Crc Press.

[16] **Ameghino, F.** (1984). *Las secas y las mojadas de la provincia de Buenos Aires: obras de retención y no obras de canalización*. La Plata, Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires.

[17] **Junk, W. J. et al.** (2013). “Current state of knowledge regarding the world’s wetlands and their future under global climate change: a synthesis”, *Aquatic Science* 75, pp. 151-67.

[18] **Evaluación de los Ecosistemas del Milenio** (2005). *Los Ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua*. Washington DC, World Resources Institute.

[20] **Baigún, C. R. M. y Delfino, R.** (2002). “Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: características de las pesquerías comerciales de pejerrey en la cuenca del río Salado (Prov. Buenos Aires)”, *Biología Acuática* 20, pp. 12-18.

[21] **Tabilo-Valdivieso, E.** (1999). *El beneficio de los humedales en América Central: el potencial de los humedales para el desarrollo*. 2ª ed. Costa Rica, WWF-PRMS-Universidad Nacional Heredia, Turrialba.

[22] **Quintana, R. et al.** (1992). “Situación y uso de la fauna

silvestre en la región del Bajo Delta de río Paraná Argentina”, *Iheringia. Ser. Zool* 73, Porto Alegre, pp. 13-33.

[23] Baigún, C. R. M. *et al.* (2008). “Resource use in the Parana river delta (Argentina): Moving away from an ecohydrological approach?”, *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 8, n. 2-4, pp. 77-94.

[24] Kandus, P.; Minotti, P. y Malvárez, A. I. (2008) “Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil chart”, *Acta Scientiarum*, v. 30, n. 4, pp. 403-409.

[25] Kandus, P. *et al.* (2011). “Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios”, en Laterra, P.; Jobbagy, E. y Paruelo, J. (eds.): *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires, Ediciones INTA.

[26] Kandus, P. *et al.* (2017). “Identificación y Delimitación de Regiones de Humedales de Argentina”, en: *Regiones de Humedales de Argentina*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable.

[27] Lovelock, J. E. y Margulis, L. (1974). “Atmospheric homeostasis by and for the biosphere: the Gaia hypothesis”, *Tellus*, 26 (1-2), pp. 2-10.

Quintana, Rubén D. "Humedales, biodiversidad y servicios ecosistémicos. ¿Hacia dónde vamos?"

RESUMEN

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más biodiversos, productivos y con la mayor oferta de bienes y servicios del planeta, y son los más vulnerables al cambio climático. Estos ecosistemas están disminuyendo en extensión y muestran altas tasas de degradación; solo en el siglo XX se redujeron entre un 64 y un 71% y su pérdida y degradación continúan a escala global. Esto provoca una pérdida anual de servicios ecosistémicos de más de 20 billones de dólares. Este proceso también afecta negativamente a su biodiversidad, aun en aquellos sitios que cuentan con cierta protección. En los últimos 40 años la abundancia de las poblaciones de un importante número de especies de agua dulce disminuyó en promedio un 76% a escala global. Entre los factores responsables de esto se encuentran la degradación del hábitat, la contaminación, la regulación de los flujos hídricos y la extracción de agua. En muchos casos, estos factores se agravan como consecuencia de los efectos del cambio climático. De acuerdo con el Convenio sobre la Diversidad Biológica, "las especies típicas de los humedales pertenecientes a distintos grupos se están acercando cada vez más a la extinción y el agravamiento de esta situación como consecuencia de las presiones supera cada vez más a los éxitos de conservación". Internacionalmente, existe una preocupación sobre el efecto que esta pérdida y degradación de humedales pueda tener para la humanidad. Los tomadores de decisiones cuentan con suficiente información científica para comprender la necesidad urgente de conservar los humedales, su biodiversidad y los servicios que prestan y la Convención Ramsar insta a las partes contratantes a plantear políticas inmediatas para alcanzar estos objetivos.

Palabras clave: *Humedales; biodiversidad; servicios ecosistémicos; degradación y transformación; cambio climático.*

ABSTRACT

Wetlands are among the planet's most productive and biodiverse ecosystems and largest providers of goods and services and, at the same time, they are the most vulnerable to climate change. These ecosystems are becoming smaller and experiencing high degradation rates; over the 20th century alone, their size decreased between 64% and 71%, and their loss and degradation process continue at a global scale. As a result, the annual loss of ecosystem services amounts to 20 billion dollars. This process also has negative effects on wetlands' biodiversity, even when they are partially protected. Over the last 40 years, the abundance of a significant number of freshwater species population has decreased by an average of 76% worldwide. Among the elements that are responsible for this reduction are habitat degradation, pollution, water flow control and water extraction. In many cases, such factors are exacerbated by the effects of climate change. According to the Convention on Biological Diversity, typical wetland species from different groups are increasingly getting closer to their extinction, while the worsening of the situation as a consequence of the pressure to which they are exposed is increasingly surpassing the successful attempts aimed at their preservation. There is an international concern about the effects that such loss and degradation process may have on humankind. Decision makers have enough scientific information so as to be able to understand the urgent need to preserve wetlands as well as their biodiversity and the services they provide, and the Ramsar Convention urges the contracting parties to develop immediate policies in order to achieve those goals.

Key words: *Wetlands; Biodiversity; Ecosystem services; Degradation and transformation; Climate change.*

Humedales, biodiversidad y servicios ecosistémicos. ¿Hacia dónde vamos?

Rubén D. Quintana¹



1. Introducción

Desde el punto de vista histórico, los humedales se encuentran entre los principales ecosistemas donde se han llevado a cabo actividades antrópicas desde tiempos prehistóricos. Las poblaciones humanas han habitado en ellos o en sus inmediaciones, construyendo asentamientos, explotando sus recursos y alterándolos de acuerdo con sus necesidades [1]. Entre los factores que a lo largo de la historia de la humanidad influyeron para que los humedales constituyan sitios de gran atracción y en donde florecieron importantes culturas, se encuentran la oferta de agua y la presencia de numerosos recursos naturales básicos tales como alimentos o materiales para la construcción. Estos factores determinaron que los humedales constituyan en la actualidad ecosistemas críticos para el hombre. Por ello, en diferentes partes del mundo se desarrollaron grandes imperios como las civilizaciones hidráulicas del Mediterráneo o las culturas mesoamericanas [2].

¹ Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina.
quintana@unsam.edu.ar/mossisland2@gmail.com.

2. Características estructurales y funcionales de los humedales

Respecto a sus características ecológicas, gran parte de los humedales constituyen sitios de alta biodiversidad. Esto se debe a que, en general, presentan una alta heterogeneidad espacial (lo que implica una alta β diversidad)² y una importante variabilidad temporal asociada a la presencia de un mosaico cambiante en el tiempo. La primera está dada por la existencia de gradientes ambientales marcados, lo que se traduce en una importante oferta de diferentes tipos de hábitats. Por ejemplo, en humedales fluviales, los procesos básicos de sedimentación y erosión lateral realizados por un río crean un mosaico de hábitats que determinan una alta diversidad de especies de fauna silvestre [3], lo que se expresa en distintas estrategias por parte de las mismas para explotar dichos hábitats (fig. 1).

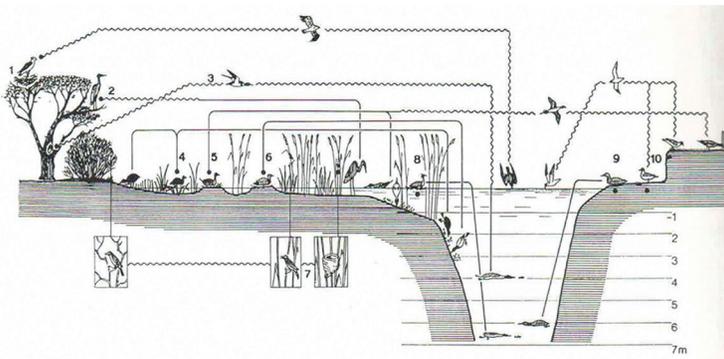


Figura 1. Hábitats de alimentación y nidificación para aves acuáticas según sus distintas estrategias, en función de la heterogeneidad espacial de los humedales. Las líneas onduladas denotan vuelo; las rectas, sitios para caminar, nadar o vadear; los sitios de nidificación se denotan con un círculo negro. Fuente: Dobrowolski, 1996 [4].

Además, la ubicación de muchos de ellos entre ambientes terrestres y acuáticos permite el ingreso al humedal de especies de ambos orígenes. Un ejemplo típico de esto último lo constituye el Delta del Paraná, ya que no solo ingresan a esta región especies de linaje subtropical a través de los grandes corredores de los ríos Paraná y Uruguay, sino que se observa la presencia de especies de la región pampeana circundante y de

² Entendiéndose por β diversidad como la medida del recambio de especies entre diferentes tipos de comunidades o hábitats. Dicho en otras palabras, el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las diferentes comunidades que conforman un ecosistema.

especies acuáticas de linaje marino templado que ingresan al área a través del estuario del Río de la Plata (fig. 2) [5, 6].

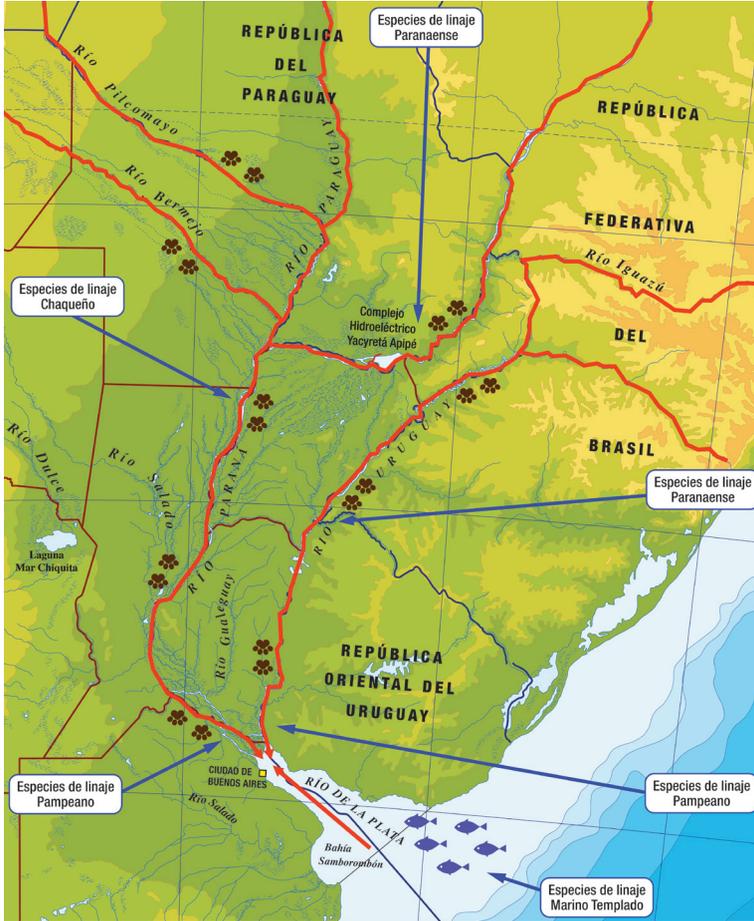


Figura 2. Principales vías de ingreso y linajes de las especies de fauna y flora del Delta del río Paraná. Fuente: Quintana y Bó, 2011 [6].

Otros casos de humedales con alta biodiversidad son aquellos ecosistemas que constituyen sitios atractores de fauna, ya sea por ser “islas de agua y alimento” en una matriz netamente terrestre (por ejemplo, humedales de zonas áridas como las lagunas altoandinas; (fig. 3a) o por poseer una alta oferta de recursos, de manera tal que las especies de ecosistemas vecinos puedan satisfacer distintos requisitos de hábitat (por



Figura 3. Distintos tipos de humedales que pueden presentar una alta biodiversidad. a) Humedales de zonas áridas (lagunas altoandinas); b) Humedales costeros (marismas de San Blas, pcia. de Bs. As.) (Fotos: R. Quintana).

ejemplo, humedales costeros como las marismas de San Blas, en la provincia de Buenos Aires; fig. 3b). En general, los recursos forrajeros que ofrecen los humedales son superiores a los que pueden consumir tanto las especies residentes como aquellas visitantes, y esto da como resultado la presencia de una alta biodiversidad.

Aunque ocupan una pequeña parte de la superficie terrestre (entre el 1 y el 3%), los humedales albergan aproximadamente el 40% de todas las especies mundiales y el 12% de todas las especies animales [7]. Además, más del 40% de las especies

de peces (aproximadamente 8500) se encuentran en agua dulce y dependen muchas veces de ambientes de humedal para satisfacer parte de sus ciclos de vida. Algo similar ocurre con los anfibios, ya que de las aproximadamente 4000 especies descritas, la mayoría son dependientes de los humedales para su reproducción y desarrollo de las larvas. Muchas tortugas de agua y caimanes también dependen de estos ecosistemas para alimentación y reproducción, mientras que numerosas especies de invertebrados llevan a cabo un estadio particular de su ciclo de vida en los humedales [8]. Los humedales también albergan enormes concentraciones de individuos de muchas especies, particularmente de aves y peces [7]. Se ha estimado que en ellos viven más de 100.000 especies de agua dulce, y este número sigue en aumento a medida que se van registrando nuevas especies, sobre todo en algunas cuencas tropicales. Por ejemplo, solo en los últimos 10 años fueron descubiertas 272 nuevas especies de peces en el Amazonas. En cuanto a las aves, estos ecosistemas constituyen sitios críticos de parada para alimentación y descanso de aves migratorias. Por ejemplo, el Parque Nacional Banc d'Aguin, en Mauritania, y el Mar de Wadden, en el norte de Europa, reciben alrededor de 2 millones de aves playeras cada año. En el Delta del Mississippi, por su parte, el número total de aves que viven en él o pasan cada año, alcanza los 100 millones de individuos. Un estudio realizado por el World Conservation Monitoring Centre mostró que en 18 hot spots de biodiversidad había 737 especies de anfibios, demostrando la importancia de los humedales en el mantenimiento de la diversidad biológica [8]. Un gran número de especies de vertebrados, a su vez, toman ventajas de la variabilidad temporal en el nivel de agua que está presente en numerosos humedales, por lo que acuden a ellos para alimentarse en la época de aguas bajas. Muchas veces, estos ecosistemas se caracterizan también por el alto número de endemismos. Por ejemplo, en los lagos del este del Valle del Rift, África (Victoria, Tanganyika y Malawi), se han identificado más de 700 especies endémicas de peces [8].

Por otra parte, al comparar los niveles de productividad de muchos humedales, estos se encuentran entre los más elevados de todos los ecosistemas del mundo. Por ejemplo, los pajonales de papiros (*Cyperus papyrus*) en el lago Naivasha, en Kenya, presentan una productividad de 30 tn/ha.año, lo que corresponde al doble de lo que producen las mejores pasturas

de Europa. La productividad de otros humedales como bañados es muy alta (por ejemplo, 9 tn/ha.año) y esto es tan solo la mitad de lo que producen muchos estuarios. Algo similar ocurre con los manglares, los cuales presentan una productividad primaria neta similar a la de los sistemas agrícolas intensivos de los países occidentales. A pesar de las variaciones ambientales entre los distintos tipos de humedales localizados en distintas regiones del mundo, globalmente, su productividad es siempre alta [7].

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas que presentan la mayor oferta de bienes y servicios.³ De acuerdo con Constanza *et al.* [9], estos ecosistemas involucran el 40% del total de servicios que se estima que proveen todos los ecosistemas del planeta. Sin embargo, usualmente cuesta reconocerlos porque en su mayoría son servicios públicos. Una cuestión importante a considerar a la hora de gestionar estos ecosistemas es que la provisión de bienes y servicios depende de las propiedades naturales del humedal, las que *no se repiten* en los ecosistemas vecinos.

Sin duda, uno de los servicios más destacados es la importancia crucial de los humedales en el ciclo del agua [10]. De hecho, los humedales garantizan el acceso al agua a millones de personas en todo el mundo, de allí la importancia de su conservación. Asimismo, los humedales representan ecosistemas relevantes para la producción de alimentos. Por ejemplo, en 2010, se capturaron 11,2 millones de toneladas de peces en humedales continentales, mientras que la producción por acuicultura en estos ecosistemas fue de 41,7 millones de toneladas [11]. Aproximadamente, 62 millones de personas en el mundo tienen exclusivamente a los peces y a las pesquerías como medio de vida [12], mientras que para principios del presente siglo unos 2700 millones dependían de los cultivos de arroz para su alimentación, los cuales se desarrollan en áreas de humedales, particularmente del continente asiático [13].

3. Pérdida y degradación de humedales

A pesar de su importancia tanto ecológica como socioeconómica, a escala mundial, se observa no solo una disminución

3 Ver capítulo 9 de esta publicación, "Vivir sin humedales", de Kandus y Minotti.

de la extensión de los humedales sino también de su calidad. Como resultado de ello, los servicios que estos proporcionan también están desapareciendo o reduciéndose drásticamente. Ya en el año 2005, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio determinó que durante el siglo XX se perdió más del 50% de los humedales de Australia, Nueva Zelanda, Europa y América del Norte [14]. Otros continentes como Asia muestran también una importante pérdida y degradación de estos ecosistemas. Por ejemplo, en la región china de la planicie de Sasnjiang, se perdió el 73,6% de los humedales en los últimos 50 años (particularmente a partir de 1982) [15], mientras que en los últimos 50 años, a lo largo de 4000 km de costas del Mar Amarillo, desapareció el 65% de los humedales costeros con un pico de pérdida, entre 1980 y 2010, del 28% (a una tasa anual del 1,2%) por procesos de urbanización e industrialización relacionados con la industria petrolera en el Delta del río Amarillo [16]. En el SE de este continente se perdió el 35% de los manglares por deforestación para distintos fines (por ejemplo, agricultura, granjas camaroneras, desmonte para obtención de madera, entre otras) [17].

Las últimas evaluaciones dan cuenta de que en el siglo XX la extensión mundial de los humedales disminuyó entre un 64 y un 71%, y su pérdida y degradación aún continúan a escala global, a una tasa estimada de hasta el 1,5% anual, dependiendo de la región del mundo que se trate [18, 19]. Además, esta pérdida es mayor y más acelerada en los humedales continentales en comparación con los costeros (69-75% vs. 62-63%) (fig. 4) [18]. Esto trae aparejado una importante pérdida anual de los servicios ecosistémicos, calculada en un valor superior a los 20 billones de dólares [20].

Este proceso de pérdida y degradación también afecta en forma negativa la biodiversidad de los humedales. Se ha estimado que, a nivel mundial, en los últimos 40 años la abundancia de las poblaciones de un importante número de especies de agua dulce disminuyó en promedio un 76% (fig. 5) [18].

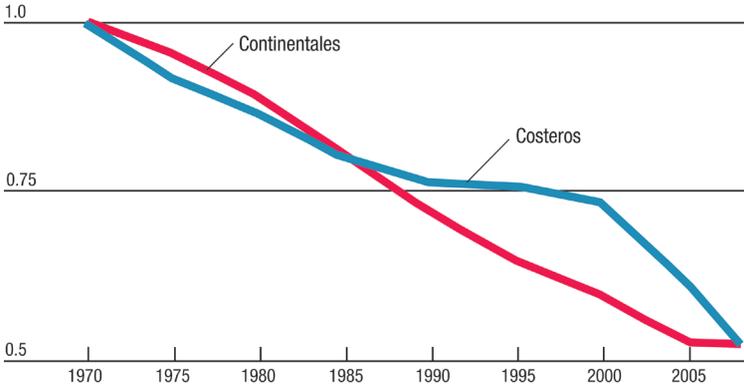
Esto se observa aún en humedales protegidos como es el caso de los “Humedales de Importancia Internacional” (comúnmente conocidos como “Sitios Ramsar”) de zonas tropicales, en los cuales las poblaciones de muchas especies están disminuyendo a pesar de dicho marco de protección [20].

Entre los factores responsables de esta disminución se encuentran la degradación del hábitat, la contaminación, la

Índice de Extensión de los Humedales

adaptado de Leadley *et al.* (2014)

Índice de Extensión de los Humedales (1970 = 1)



Promedio de las tendencias mundiales en la extensión de los humedales marinos/costeros y continentales en comparación con su extensión en 1970 y hasta 2008 según las estimaciones del Índice de Extensión de los Humedales

Figura 4. Tendencias mundiales en la extensión de los humedales marinos/costeros y continentales entre 1970 y 2008, según las estimaciones del índice de extensión de los humedales. Fuente: Davidson, 2014 [18].

Índice Planeta Vivo

adaptado de WWF (2014)

Índice
(1970 = 1)

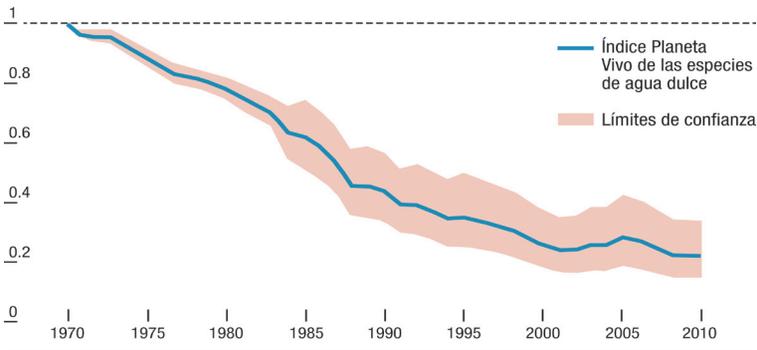


Figura 5. Disminución de la abundancia de especies de agua dulce entre 1970 y 2010 de acuerdo con el índice "Planeta Vivo" (adaptado de WWF, 2014 [21]). Dicho índice se ha calculado a partir de las tendencias de 3066 poblaciones de 757 especies de mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces. Fuente: Davidson, 2014 [18].

regulación de los flujos hídricos y la extracción de agua, la sobreexplotación de especies de valor comercial y la introducción de especies exóticas. En muchos casos, estos factores se agravan como consecuencia de los efectos del cambio climático. Al mismo tiempo, se observa un incremento en la superficie de humedales artificiales, sobre todo por el incremento de la superficie de arrozceras a expensas de la transformación de humedales naturales [20]. En Sudamérica, hasta hace unas pocas décadas, los humedales se mantenían en buenas condiciones ambientales. Sin embargo, en la actualidad, muchos de ellos se encuentran sometidos a procesos intensivos de degradación y transformación. Por ejemplo, en el Bajo Delta del Río Paraná, entre los años 1994 y 2013 las obras de manejo del agua asociadas a cambios en el uso del suelo dieron como resultado una pérdida del 41,8% de la superficie de humedales (fig. 6) [22].

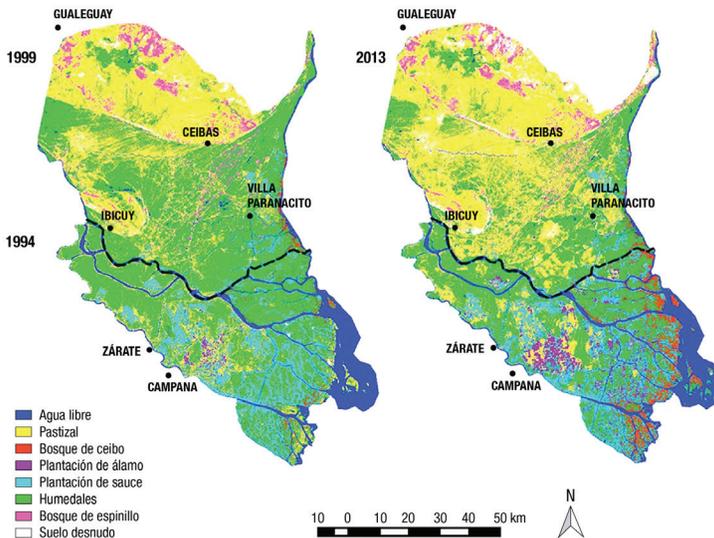


Figura 6. Disminución de la superficie de humedales entre 1994 y 2013 por cambios en el uso del suelo y obras asociadas al manejo del agua en el Bajo Delta del río Paraná. Fuente: Sica *et al.*, 2016 [22].

Pérdida y degradación de humedales implican importantes pérdidas económicas y ponen en riesgo a muchas poblaciones en todo el mundo. Por ejemplo, entre 1997 y 2011, en marismas y manglares las pérdidas de recursos (madera, carbón, peces,

crustáceos, etc.) y de funciones (protección contra la erosión y tormentas, retención de sedimentos, etc.) ascendieron a USD 7.200.000/año [23]. Por otra parte, para 2009 el número de personas sin acceso al agua potable era de 1200 millones, mientras que este valor ascenderá a más de 4000 millones en 2025 [24].

4. Humedales y cambio climático

Tal como fuera mencionado anteriormente, los humedales se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables al cambio climático. Además, afectan los niveles de carbono atmosférico de dos maneras diferentes: por una parte, muchos humedales son importantes reservorios de carbono, resultado de miles de años de acumulación de materia orgánica, y por otro, liberan CO₂ y CH₄. La magnitud del almacenaje dependerá del tipo de humedal y de su extensión, así como de diferentes factores tales como el tipo de vegetación presente, la profundidad de sus suelos, el nivel del agua, el contenido de nutrientes, el pH, entre otros. Se ha calculado que la tasa de secuestro de carbono por los humedales es del orden de las 0,1 Gt C/año. Sin embargo, a pesar de que el balance entre secuestro y liberación de carbono es complejo y cambia a lo largo del tiempo, se observa que en muchos de estos ecosistemas hay una acumulación neta gradual en el tiempo. El resultado de este proceso es que los humedales contienen el 35% de las reservas totales de carbono de la biosfera. De acuerdo con Patterson [25], los humedales son el principal reservorio de carbono a escala global (770 Gt) seguidos por los bosques tropicales (428 Gt), los bosques templados (159 Gt) y agroecosistemas (150 Gt). Asimismo, mientras que los humedales vegetados costeros ocupan solo un 2% de los lechos marinos, representan el 50% de todo el carbono transferido de los océanos a los sedimentos [26].

De acuerdo con Russi *et al.* [10], entre los impactos potenciales del cambio climático sobre los humedales se encuentran aquellos relacionados con las modificaciones en el régimen hidrológico tales como cambios en los regímenes de precipitación, incremento del derretimiento de los hielos, incremento de las tasas de evaporación e intensificación de las sequías, tormentas e inundaciones. Por ejemplo, para la región semiárida del SE de Europa, un incremento de entre 3 y 4 °C podría eliminar más del 85% de los humedales remanentes

en la región, mientras que para los humedales costeros, el incremento de 1 m sobre el nivel del mar podría amenazar a la mitad de ellos, los cuales representan importantes puntos calientes de biodiversidad.

La degradación de humedales puede, a su vez, contribuir al calentamiento global. Por ejemplo, desde fines de los años ochenta, la liberación de carbono por degradación de turberas se ha calculado en 30 millones Tn C/año. Las turberas tropicales, por su parte, presentan una alta biodiversidad y una importante función de acumulación de carbono, pero se encuentran bajo una gran presión de transformación agrícola. Por tal razón, en el peor escenario, 7,6 millones de ha de estos humedales liberarían 300 millones Tn C/año. La degradación de humedales costeros a menudo conduce a una alta emisión de carbono que, según el promedio de los últimos 50 años, es del orden de las 2000 Tn CO₂/km².año [27, 28].

5. Esfuerzos internacionales para la conservación y el uso sustentable de los humedales

Sin duda alguna, de entre todas las iniciativas internacionales para la conservación y el uso sustentable de los humedales, la más relevante es la Convención Internacional sobre los Humedales, la cual fue acordada en el año 1971 en la ciudad iraní de Ramsar (de allí que se la conozca comúnmente como “Convención Ramsar”). Esta convención fue la primera de los tratados modernos intergubernamentales mundiales sobre conservación y uso racional de los recursos naturales y la única convención internacional que se ocupa de un tipo específico de ecosistema. Actualmente, las partes contratantes están formadas por 169 estados suscriptores entre los que se incluye, desde 1992, nuestro país. De acuerdo a sus postulados, el principal objetivo de la Convención es “La conservación y el uso racional de los humedales mediante acciones locales, regionales y nacionales y gracias a la cooperación internacional, como contribución al logro de un desarrollo sostenible en todo el mundo” [29].

Por otra parte, la Convención sobre Diversidad Biológica (CBD) incluye algunas metas que se encuentran relacionadas con la conservación y uso sostenible de los humedales. Por ejemplo, la Meta 14 insta a la restauración y salvaguarda de los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales, incluidos

los relacionados con el agua. Por esta razón, la Convención Ramsar mantiene una asociación estratégica con la CBD en lo referente a humedales. De hecho, el concepto de “uso sabio” que utiliza la Convención Ramsar se equipara con el de la “aproximación ecosistémica” de la CBD. Además, la Convención Ramsar se ha comprometido a aplicar el “Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2012-2020” y las “20 Metas de Aichi” adoptadas en la COP 10 de la CDB en 2010.

Entre otras convenciones para la Agenda Agua+Humedales se encuentran la Convención de Lucha contra la Desertificación, la cual tiene un rol clave en el manejo de los humedales y del agua en tierras secas; la Convención sobre especies migratorias, que considera la existencia de sitios clave en humedales para especies migratorias; la Convención de Cambio Climático, que enfatiza el rol de los humedales como infraestructuras naturales para la adaptación al cambio climático basada en la naturaleza y en la mitigación de impactos de las emisiones de gases invernadero; la Convención para la Protección y el Uso de las Cuencas Transfronterizas y Lagos Internacionales a través del aporte al protocolo de agua y salud y en el de pagos por servicios ecosistémicos; la Convención de las Naciones Unidas sobre el Marco Legal de los Usos no Navegables de las Cuencas Internacionales; el Programa Global de Acción para la Protección de los Ambientes Marinos de las Actividades Terrestres a través del objetivo de conectar ecosistemas marinos, de agua dulce, costeros y terrestres; la Agencia UN-Water, la cual coordina todas las estrategias relacionadas con el agua dulce.

En la Conferencia Internacional “Río+20” (Río de Janeiro, 2012) se planteó el Compromiso mundial “El futuro que queremos: agua y saneamiento”. En dicho compromiso se reconoce que el agua es la base del desarrollo sustentable y está íntimamente relacionada con un importante número de desafíos a escala global. Al mismo tiempo se reafirman los compromisos de Johannesburgo (Conferencia Internacional de las Naciones Unidas “Río+10”, Johannesburgo, 2002) y de la declaración del milenio. Estos se proponen alcanzar en 2015 una reducción del 50% en la cantidad de personas sin acceso a agua segura y condiciones básicas de saneamiento y el desarrollo de un manejo integrado del agua y los planes de eficiencia del agua, asegurando el uso sustentable de la misma. Asimismo, se reafirma el compromiso respecto

al derecho de toda persona a tener acceso al agua potable y al saneamiento. En él se reconoce el rol clave que tienen los ecosistemas naturales (particularmente los humedales) en el mantenimiento de la cantidad y calidad de agua y en el apoyo de acciones para proteger y hacer un manejo sustentable de dichos ecosistemas.

6. ¿Cuál es el costo de la inacción?

Históricamente, la conversión de humedales ha sido enfocada principalmente para favorecer ciertos servicios de aprovisionamiento (agricultura, ganadería, forestación) a expensas de perder o reducir la oferta de otros servicios de este tipo (por ejemplo, agua) o de servicios de regulación y soporte [12]. Algunas estimaciones sobre el valor de los servicios ecosistémicos que se pierden al degradar o destruir humedales muestran cifras muy importantes que deberían hacernos reflexionar sobre la necesidad de conservar estos ecosistemas. Por ejemplo, se calcula que la degradación y pérdida de humedales implican una pérdida anual de servicios ecosistémicos por un valor mayor a los USD 20.000 millones [18]. La pérdida de 1 ha de humedales costeros en EE. UU. se corresponde con un incremento en el daño por tormentas cuyo costo es de USD 33.000 [30], mientras que los daños por un evento de inundación en el Reino Unido en 2007 tuvieron un costo de £ 3200 millones [31]. Por otra parte, los costos de restaurar un humedal son muy altos y además requiere de inversiones a largo plazo. A pesar de ello, los beneficios económicos que se obtienen de un humedal restaurado superan ampliamente dichos costos [32].

A pesar de que los humedales han sido considerados como ecosistemas muy resilientes [33], aun con acciones de restauración, un humedal que ha sido degradado se recobra muy lentamente (décadas o siglos) o se mueve hacia estados alternativos que difieren del original [34, 35]. En conclusión, pocos humedales, incluso luego de una restauración, pueden alcanzar los mismos niveles de servicios que brindaban previamente a la degradación, razón por la cual los esfuerzos deberían estar enfocados en conservar humedales cuando aún presenten un nivel de integridad ecológica alto.

Finalmente, cabe destacar que muchos de los desafíos ambientales futuros podrían alcanzarse a través de la conservación

y el uso sustentable de los humedales. Entre ellos se encuentran la seguridad alimentaria y de agua, la salud, la reducción de riesgos de desastres y la resiliencia al cambio climático. Los tomadores de decisiones cuentan ya con suficiente información científica para comprender la necesidad urgente de incorporar medidas adecuadas para conservar los humedales, su biodiversidad y los servicios que prestan. En este sentido, la Convención Ramsar insta a las partes contratantes a plantear políticas inmediatas para cumplir con el objetivo de detener e invertir la pérdida y degradación de los humedales y de sus servicios asociados.

Bibliografía

[1] **Viñals, M. J.** (coord.) (2002). *El Patrimonio Cultural de los Humedales*. Madrid, Ministerio del Medio Ambiente, Serie Antropológica.

[2] **Quintana, R. D.** (2011). “El patrimonio natural y cultural desde la perspectiva de la conservación de los humedales”, en Quintana, R. et al. (eds.): *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable*. Buenos Aires, Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, pp. 18-27

[3] **Junk, W. J.; Bayley, P. B. y Sparks, R. E.** (1989). “The flood pulse concept in river-floodplain systems”, en Dodge, D. P. (ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Spec. Publ. Fisheries and Aquatic Science 106, pp. 110-127.

[4] **Dobrowolski, K. A.** (1996.) “Bird diversity in ecotonal habitats”, en Lachavanne J. B. y Juge, R. (eds.): *Biodiversity in land-inland water ecotones. Man and the Biosphere. Series V*. 18. New York, UNESCO and The Parthenon Publishing Group, pp. 205-221.

[5] **Ringuelet, R.** (1961). “Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina”, *Physis*, XXII, 63, pp. 152-170.

[6] **Quintana, R. D y Bó, R. F.** (2011). “¿Por qué el Delta del Paraná es una region única dentro del territorio de la Argentina?”, en Quintana, R. et al. (eds.): *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable*. Buenos Aires, Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, pp. 42-53.

[7] **Cannicci, S. y Contini, C.** (2009). “Management of Wetlands for Biodiversity”, en Gherardi, F.; Corti, C. y Gualtieri, M. (eds.): *Biodiversity conservation and habitat management*. Vol. I. Oxford, UNESCO and Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), pp. 302-325.

[8] **Parish, F. y Looi, C. C.** (1999). *Wetlands, biodiversity and*

climate change. Options and Needs for Enhanced Linkage between the Ramsar Convention on Wetlands, Convention on Biological Diversity and UN Framework Convention on Climate Change. Global Environment Network. Disponible en: <http://archive.unu.edu/inter-linkages/1999/docs/Faizal.PDF>.

[9] **Costanza, R. et al.** (1997). “The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, *Nature* 387, pp. 253-260.

[10] **Russi, D. et al.** (2013). *The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands*. London, Brussels y Gland, Institute for European Environmental Policy and Ramsar Secretariat.

[11] **FAO** (2012). *The State of World Fisheries and Aquaculture*. Rome, FAO Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

[12] **Convention On Biological Diversity** (2015). *Wetlands and ecosystem services. CBD Press Brief*. Disponible en: <https://www.cbd.int/waters/doc/wwd2015/wwd-2015-press-briefs-en.pdf>.

[13] **Fairhurst, T. H. y Dobermann, A.** (2002). “Rice in the global food supply”, *Better Crops International* 16 (Special Supplement), pp. 3-6.

[14] **Millennium Ecosystem Assessment** (2005). *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis*. Washington DC, World Resources Institute.

[15] **Liu, H. et al.** (2004). “Impacts on wetlands of large-scale land-use changes by agricultural development: the small Sanjiang Plain, China”, *AMBIO* 33, pp. 306-310.

[16] **Murray, N. J. et al.** (2014). “Tracking the rapid loss of tidal wetlands in the Yellow Sea”, *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, pp. 267-272.

[17] **Van Bochove, J.; Sullivan, E. y Nakamura, T.** (eds.) (2014). *The Importance of Mangroves to People: A Call to Action*. Cambridge, United Nations Environment Programme, World

Conservation Monitoring Centre.

[18] Davidson, N. C. (2014). “How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area”, *Marine and Freshwater Research* 65, pp. 934–941.

[19] **Secretaría del Convenio Sobre la Diversidad Biológica** (2014). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 4. Resumen y Conclusiones*. Montreal.

[20] Gardner, R. C. *et al.* (2015). “State of the World’s Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses”, en: *Ramsar Briefing Note 7*. Switzerland, Ramsar Convention Secretariat, Gland.

[21] **WWF** (2014). *Living Planet Report 2014: Species and spaces, people and places*. Switzerland, Gland.

[22] Sica, Y. V. *et al.* (2016). “Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina”, *Science of the Total Environment* 568, pp. 967–978.

[23] Costanza, R. *et al.* (2014). “Changes in the global value of ecosystem services”, *Global Environmental Change* 26, pp. 152–158.

[24] Arrojo, P. (2009). “El reto de la crisis global del agua”, *Relaciones Internacionales* 12, pp. 33–53.

[25] Patterson, J. (1999). “A Canadian Perspective on Wetlands and Carbon Sequestration”, *National Wetlands Newsletter* 2, pp. 3–4.

[26] Sifleet, S. Pendleton, L., Murray, B. C. (2011). “State of the science on coastal blue carbon. A summary for policy makers”, *Nicholas Institute Report* 11-06.

[27] Duarte, C. M.; Middelburg, J. J. y Caraco, N. (2005). “Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle”, *Biogeosciences* 2, pp. 1–8.

[28] Crooks, S. *et al.* (2011). “Mitigating Climate Change

through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-shore Marine Ecosystems: Challenges and Opportunities”, *Environment Department Paper* 121. Washington DC, World Bank. Disponible en: <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2011-009.pdf>.

[29] **Benzaquen, L.; Lingua, G. y Sverlij, S.** (2011). “Los humedales de la Argentina y la Convención Ramsar”, en Quintana, R. *et al.* (eds.): *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular. Bases para su conservación y uso sustentable*. Buenos Aires, Convención Internacional sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)/Aprendelta, pp. 28-41.

[30] **Constanza, R.** (2008). “Ecosystem services: multiple classification systems are needed”, *Biological conservation* 141, pp. 350-352.

[31] **Environment Agency** (2010). *The costs of the summer 2007 floods in England*. Bristol, Environment Agency.

[32] **Alexander, S. y Mcinnes, R.** (2012). *The benefits of wetland restoration. Ramsar Scientific and Technical Briefing Note No. 4*. Gland, Ramsar Convention Secretariat.

[33] **Quintana, R. D. et al.** (2014). “Resiliencia de humedales frente al cambio climático”, en Pascale, C.; Zubillaga, M. y Ta-boada, M. (eds.): *Los suelos, la producción agropecuaria y el cambio climático: avances en la Argentina*. Buenos Aires, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, pp. 291-307

[34] **Moreno-Mateos, D. et al.** (2012). “Structural and functional loss in restored wetland ecosystems”, *PLOS Biology*, 10(1), e1001247, disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.

[35] **Mossman, H. L.; Davy, A. J. y Grant, A.** (2012). “Does managed coastal realignment create saltmarshes with ‘equivalent biological characteristics’ to natural reference sites?”, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 49, Issue 6, Dec., pp. 1446-1456.

RESUMEN

La interacción entre las aguas subterráneas y superficiales es compleja. Para entender esta interacción en relación con el clima, la geología, la hidrología y la calidad del agua, es necesario contar con un modelo conceptual hidrogeológico adecuado, o un marco hidrogeocológico si se consideran factores bióticos. Según su posición espacial relativa, pueden identificarse sistemas de flujos subterráneos locales, intermedios y regionales dentro de una organización jerarquizada del sistema de flujos, que interactúan con las aguas superficiales. Los tiempos de tránsito del agua subterránea entre las diferentes áreas de recarga y descarga son muy variables, dependiendo de su ubicación en el sistema jerárquico. La descarga regional y transicional de estos sistemas de flujo ejercen un rol fundamental en los procesos hidrológicos, físicos, químicos, térmicos, edáficos y biológicos que tienen lugar entre las áreas de recarga y descarga en humedales y cuerpos de agua en general. Se ha postulado que este esquema de circulación de sistemas hidrogeológicos en cuencas sedimentarias es válido para humedales regionales de grandes llanuras. En este trabajo se sintetizan resultados de investigaciones realizadas y en curso en dos grandes humedales de la Argentina, basados principalmente en la caracterización química/isotópica de las aguas, que tienen por objeto general avanzar en el conocimiento de la interacción del humedal con su entorno hidrogeológico a diferentes escalas espaciales.

Palabras clave: *Interacción agua superficial-agua subterránea; modelo hidrogeológico; composición química-isotópica de las aguas; flujos regionales y locales; humedales.*

ABSTRACT

The interaction between groundwater and surface water is complex. To understand this interaction in relation to climate, geology, hydrology, and water quality, a sound conceptual hydrogeological framework is needed. If biotic factors are considered, a hydro-ecological model is required. According to their spatial location, groundwater flows can be classified as local, intermediate or regional, giving rise to a hierarchical organization that interacts with the surface water system. Groundwater transit times between recharge and discharge areas vary considerably depending on their location within the hierarchical system. The regional and transitional discharge of these groundwater flow systems play a fundamental role on hydrological, physical, chemical, thermal, edaphic, and biological processes that occur between recharge and discharge areas in wetlands and surface water bodies in general. It has been postulated that this sedimentary basins flow circulation scheme can be extended to regional wetlands in flatland areas. In this work, a summary of results of ongoing investigations based mainly on the characterization of the chemical and isotopic composition of surface/groundwater of two vast Argentinean wetlands is presented. The studies aimed at advancing knowledge regarding the interaction of the wetland waters with its hydrogeologic environment at different spatial scales.

Key words: *Surface water-groundwater interaction; hydrogeological model; water chemical-isotopic composition; regional and local flows; wetlands.*

Interacción humedal-agua subterránea-composición química de las aguas: Esteros del Iberá y Bajos Submeridionales¹

Leticia Rodríguez²



1. Introducción

Las interacciones entre aguas subterráneas y superficiales son complejas. Para entenderlas en relación con factores climáticos, topográficos, geológicos y bióticos, se necesita un marco hidrogeoecológico robusto [1].

Según su posición relativa en el espacio, Tóth [2, 3] distingue tres tipos de sistemas de flujo: local, intermedio y regional, que pueden superponerse verticalmente unos con otros dentro de una cuenca sedimentaria. En un sistema de flujo local, el agua fluye hacia un área de descarga cercana, tal como un curso de agua, una laguna. En un sistema de flujo regional, el agua atraviesa distancias más largas que en el sistema de flujo local, y frecuentemente descarga en ríos principales, en grandes lagos o en el océano. Un sistema de flujo intermedio se caracteriza por uno o varios altos/bajos topográficos localizados entre zonas de recarga y descarga de flujos locales. Como lo ilustra la figura 1A, los sistemas

¹ Los trabajos de Iberá fueron financiados por: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (Argentina), Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) y Ministerio de Economía y Competitividad (España). En ellos participaron investigadores del Instituto Geológico y Minero de España, OIEA, Universidad Politécnica de Cartagena (España), Instituto de Hidrología de Llanuras (Argentina), Subsecretaría de Recursos Hídricos y Universidad Nacional de La Plata (Argentina). Los trabajos en curso en los BBSS son financiados por: Ministerio de Ciencia y Tecnología (pcia. de Santa Fe), Universidad Nacional del Litoral e Instituto Geológico y Minero de España. En ellos participan investigadores del Centro Regional Litoral-Instituto Nacional del Agua, Instituto Geológico y Minero de España, Universidad Nacional de Entre Ríos y Universidad Nacional del Litoral.

² Centro de Estudios Hidro-Ambientales, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (CENEHA-FICH), Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
leticia@fich.unl.edu.ar

regionales de flujo ocupan el lugar más alto de una organización jerárquica, mientras que todos los demás sistemas de flujo están anidados dentro de él. Como lo ilustra la figura 1B, la circulación del agua subterránea entre las áreas de recarga y descarga es lento y continuo, resultando tiempos de tránsito muy variables dependiendo de la ubicación en el sistema jerárquico de flujos.

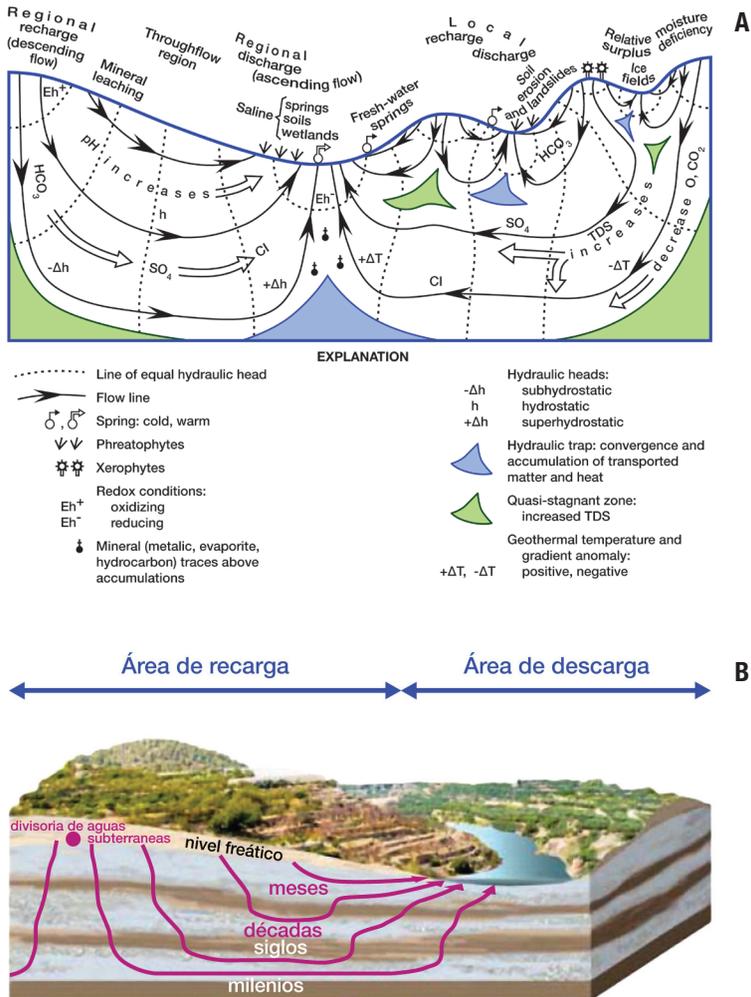


Figura 1 (A). Modelo hidrogeológico conceptual para cuencas sedimentarias [1, 2]; (B). Áreas de recarga/descarga y tiempos de tránsito [4].

Los diferentes sistemas de flujo ejercen un rol fundamental en los procesos hidrológicos, físicos, químicos, térmicos, edáficos y biológicos, que tienen lugar entre las áreas de recarga y las descargas en humedales y cuerpos de agua en general, sean estos de descarga regional o transicional. Tóth [2] reconoció que la circulación del agua subterránea es un agente geológico de diversas consecuencias para una amplia gama de disciplinas. Además de la interacción del agua con los minerales del suelo y subsuelo, la composición química natural de las aguas subterráneas está influenciada por procesos como la evapo-concentración de las sales atmosféricas (aerosol marino, sales disueltas en la lluvia), entre otros, y las acciones antrópicas.

El esquema de circulación del agua en sistemas hidrogeológicos en cuencas sedimentarias que propuso Tóth [2, 3], y que Winter [5] extendió al considerar la interrelación entre cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, es válido para los humedales regionales de grandes llanuras. No obstante, en estos casos la percepción de la validez del modelo puede no resultar evidente debido a la dimensión de los sistemas (extensiones de decenas de miles de kilómetros cuadrados, bajos gradientes topográficos $< 0,1\%$) y la aparente preponderancia de efectos locales (flujos verticales, evaporación en cuerpos de agua superficial).

La comprensión de la interacción agua subterránea-agua superficial en este tipo de sistemas presenta desafíos únicos y requiere de estudios multidisciplinarios. El análisis de la composición química e isotópica de las aguas de los diferentes sistemas constituye una de las herramientas asequibles para la definición de modelos conceptuales de distribución de flujos a diferentes escalas espaciales. La hidrología de humedales y su interacción con el sistema subterráneo suele cuantificarse mediante el cálculo de un balance hídrico. Esta metodología sencilla no está exenta de complejidad debido a las incertidumbres y errores habituales en la estimación de cada una de las componentes del balance. Estas dificultades pueden en parte subsanarse aplicando técnicas alternativas, como por ejemplo el uso de la misión satelital GRACE que provee estimaciones de cambios en el almacenamiento de agua a grandes escalas espaciales [6].

En este trabajo se sintetizan resultados de investigaciones realizadas y en curso en dos grandes humedales de Argentina, basadas principalmente en la caracterización química/isotópica de las aguas, que tienen por objeto general avanzar en el

conocimiento de la interacción del humedal con su entorno hidrogeológico a diferentes escalas espaciales.

2. Esteros del Iberá

2.1. Introducción

Los estudios hidrogeológicos, hidrogeoquímicos e isotópicos realizados en el marco del Proyecto para la Protección Ambiental y el Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guaraní (Proyecto SAG) generaron un modelo conceptual de funcionamiento del SAG que tenía algunas incertidumbres significativas. Algunas de las más relevantes se refieren a la posible descarga de agua subterránea de flujos regionales del SAG a cuerpos superficiales, como el río Paraná, el río Uruguay y, en particular, los Esteros de Iberá [7].

En el año 2009 se iniciaron trabajos de hidrogeoquímica, hidrología isotópica, geología e hidrología en el entorno de los Esteros de Iberá, con el objetivo de generar información que permitiera abordar algunas de las incertidumbres antes mencionadas y analizar la relación del humedal con su entorno hidrogeológico. En este trabajo se presenta una síntesis de resultados.

Los objetivos específicos fueron: a) identificar la presencia de agua del Sistema Acuífero Guaraní (SAG) en aguas subterráneas y superficiales en sectores del NE argentino, con énfasis en los Esteros del Iberá; b) comprender el funcionamiento del sistema hidrológico e hidrogeológico en torno a los Esteros del Iberá, y su relación con los acuíferos de la región.

2.2. Zona de estudio

La zona de estudio incluyó la región oriental de la provincia de Corrientes. De forma operativa, se definió la “región hídrica del Iberá (RHI)” [11], que comprende no solo los Esteros del Iberá, sino también los ríos y arroyos del entorno sur y oriental de los Esteros: ríos Corriente, Miriñay, Aguapey y Uruguay (figura 2).

El elemento hidrológico más singular de la zona son los Esteros del Iberá. Bajo este nombre se engloba un conjunto de esteros, lagunas, bañados y arroyos que se ubican sobre la morfología de un abanico aluvial de edad desde el Plioceno al presente. El agua superficial de la RHI fluye de NE a SO y es drenada por un solo cauce, el río Corriente, afluente del Paraná. Dentro de la

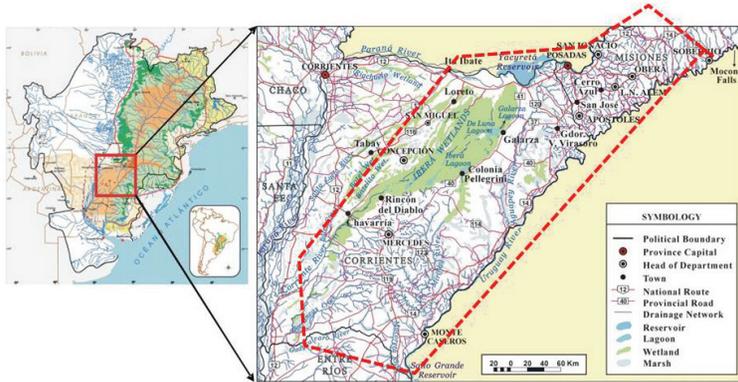


Figura 2. Ubicación de los Esteros del Iberá en la provincia de Corrientes [11].

RHI y al E de los Esteros, nacen los ríos Miriñay y Aguapey, que desembocan en el río Uruguay.

El referente geológico regional se conoce relativamente bien [8], pero no al detalle. El substrato de la RHI consiste en arenas finas a gruesas, limos y arcillas de las formaciones Ituzaingó, Toropí-Yupoí y San Guillermo. Al N y NE de la RHI afloran basaltos de la Fm Serra Geral y arenas de las formaciones que los recubren. Bajo los basaltos se encuentran las areniscas del SAG, las cuales afloran en ventanas tectónicas al NE (Misiones). Al E de los Esteros afloran areniscas de la Fm Solari. Mira *et al.* [9] indican que el conjunto de las formaciones está afectado por grandes fallas verticales, lo que posibilitaría la conexión hidráulica entre distintas formaciones.

El modelo hidrogeológico conceptual sugiere que los Esteros podrían recibir descarga de agua subterránea de flujos regionales, incluyendo aportes de las formaciones profundas del SAG [10, 7]. La existencia de fallas proporciona condiciones para el ascenso de agua de las formaciones más profundas hacia las más someras y, eventualmente, para la descarga a la red superficial. Además, la dorsal de Asunción-Río Grande debe jugar un papel relevante en el flujo regional de agua subterránea, favoreciendo quizás los flujos verticales [11, 12].

2.3. Metodología

Se realizó un exhaustivo muestreo de aguas subterráneas/superficiales; análisis químicos de componentes mayoritarios y minoritarios (NO₃, K), y componentes traza (F, Br); análisis

isotópicos-trazadores ambientales ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$, ^{14}C , $\delta^{13}\text{C}$, ^3H , ^4He , ^{81}Kr), y actividad de ^{222}Rn (*in situ*); así como la interpretación de información hidrogeoquímica-isotópica. Se recolectaron más de 100 muestras de aguas subterráneas procedentes de pozos y sondeos con profundidades entre 10 y 1,250 m, y de aguas superficiales en ríos, lagunas y esteros. La mayoría de las muestras proceden de puntos ubicados entre el SO de la provincia de Misiones y el SE de la provincia de Corrientes, con una notable concentración en la zona limitada por el río Uruguay y el borde oriental de los Esteros del Iberá. Las muestras se obtuvieron en los meses de invierno de los años 2009, 2010, 2011 y 2012. En campo se midió el pH, la temperatura, y la conductividad eléctrica (CE). Más información acerca de las técnicas empleadas, los límites de detección y la ubicación de todos los puntos muestreados puede encontrarse en [11] y [13].

2.4. Resultados y discusión

La caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas estudiadas indica que tienen mineralizaciones entre muy bajas y medias (CE= 30 a 6,300 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Las aguas no muestran relación entre la salinidad y la profundidad. Las aguas de pozo con profundidad entre 20 y 200 m, en forma independiente de su ubicación, cubren casi todo el rango de salinidades medidas.

Las aguas pertenecen a cuatro facies químicas: bicarbonatadas sódicas ($\text{HCO}_3\text{-Na}$), bicarbonatadas cálcicas o cálcico-sódicas ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$ y $\text{HCO}_3\text{-Ca/Na}$), cloruradas-sódicas (Cl-Na) y sulfatadas-sódicas ($\text{SO}_4\text{-Na}$) (figura 3) [11].

Las aguas de los pozos con profundidad entre 20 y 200 m presentan todas las facies químicas encontradas, mientras que las aguas de pozos entre 400 y 600 m y por debajo de 1000 m son solo de facies Cl-Na o $\text{SO}_4\text{-Na}$. Esto sugiere que las aguas de los pozos más profundos están constituidas principalmente por aguas salinas de circulación profunda, mientras que las de los pozos con menos de 200 m son mezclas de aguas de fuentes más variadas. En estas últimas la dominancia de una u otra fuente posiblemente dependa de factores tales como la estructura geológica en el entorno de cada sondeo (existencia de fallas, espesor de las distintas formaciones, etc.) y gradiente hidráulico vertical entre las distintas formaciones [11].

La distribución espacial de las distintas facies no tiene un patrón único. Un análisis tridimensional es dificultoso por la escasez de información relacionada con el área de estudio. Las

aguas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Na}$ se han encontrado en toda la zona estudiada. Hacia el N y NE de la zona (NE de Corrientes y SO de Misiones) aparecen asociadas a todas las formaciones geológicas y profundidades, al menos entre los 20 y los 600 m. En esta zona son aguas de mineralización baja y media, en su mayoría asociadas a los basaltos de la Fm Serra Geral [11].

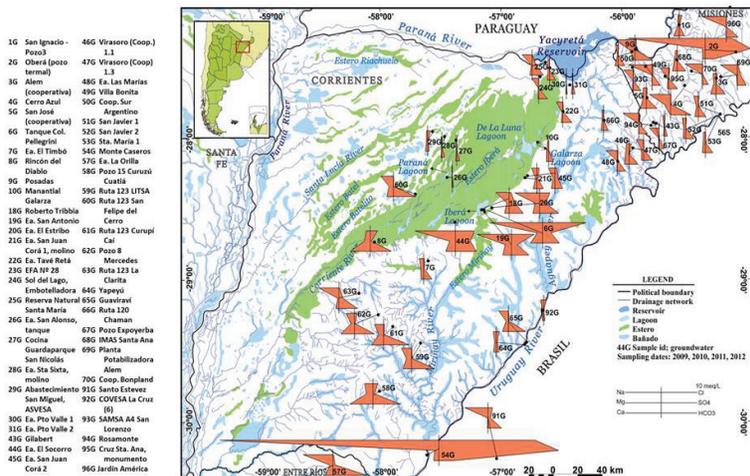


Figura 3. Diagramas de Stiff modificados de las aguas subterráneas estudiadas [11].

En el borde occidental de los Esteros de Iberá aparecen asociadas a la Fm Ituzaingó, y en el borde oriental de los mismos aparecen asociados a aguas de la Fm Tropí-Yupoí y a mezclas de esta con aguas de las formaciones del SAG. Al SE de la zona, junto al río Uruguay, aparecen asociadas a la Fm Ituzaingó, pero también a mezclas de aguas profundas, de las formaciones del SAG y quizás del pre-SAG. Al S aparecen asociadas a basaltos [11]. Ortega *et al.* [13] analizaron en más detalle la interacción del sistema hidrogeológico con el humedal mediante mediciones *in situ* de ^{222}Rn .

Parece claro que existen mezclas verticales en las cuales a veces domina el agua de las formaciones superiores y a veces el agua de formaciones más profundas. En la porción Argentina del SAG, la existencia de zonas de fractura que también afectan los basaltos y los sedimentos paleozoicos permite suponer una circulación del agua subterránea más rápida, y sería el área

proclive a la concentración de las líneas de flujo y a un eventual ascenso de flujos y mezcla de aguas de recarga y profundas [12].

Actualmente, se está realizando la datación de aguas mediante la determinación de gases nobles como ^4He y ^{81}Kr , con el fin de mejorar el modelo hidrogeológico conceptual para luego contrastar su verosimilitud mediante simulaciones numéricas de edad del agua.

3. Bajos Submeridionales

3.1. Ámbito geográfico

Los Bajos Submeridionales (BBSS) constituyen un vasto sistema (54.280 km²) que se extiende en parte de las provincias de Santa Fe, Chaco y Santiago del Estero [14] (figura 4). Hidrográficamente, los BBSS forman parte de la cuenca media e inferior del río Salado, afluente del río Paraná, en la que existen numerosos cuerpos de agua superficial permanentes o semipermanentes que ocupan hoyas de deflación presentes en la suave pendiente regional [15], característica de las grandes llanuras.

Los BBSS forman parte de una gran cuenca sedimentaria asentada sobre depósitos de cientos de metros de espesor. En el Terciario fue el lecho de un gran mar interior al que le sucedieron lagunas saladas, que en el Cuaternario emergió parcialmente, sedimentándose arenas fluviales y clastos limo-arcillosos [16]. La acción tectónica configuró su límite oriental, y su extremo suroriental, umbral del río Salado, que recibe la descarga del sistema a través de su colector fluvial, el A° Golondrinas. Este sistema ha sido descrito como uno de los humedales de mayor importancia de la República Argentina [17].

La hidrogeología regional es poco conocida. La elevada salinidad de las aguas subterráneas, y por ende la falta de perforaciones profundas, la hacen una fuente casi inaprovechable. Esquemáticamente, en los BBSS existe un acuífero somero de tipo libre, baja permeabilidad y aguas de salinidad elevada; subyacente a este, existe un acuífero semiconfinado con mejores condiciones hidráulicas (almacenamiento y permeabilidad) y aguas de un tenor salino menor. Los paleocauces y terrenos de interfluvio han sido señalados como reservorios de aguas de calidad aceptable para el consumo de ganado [15].

Los límites regionales del sistema hidrogeológico se desconocen, y podrían extenderse desde un área de recarga en las

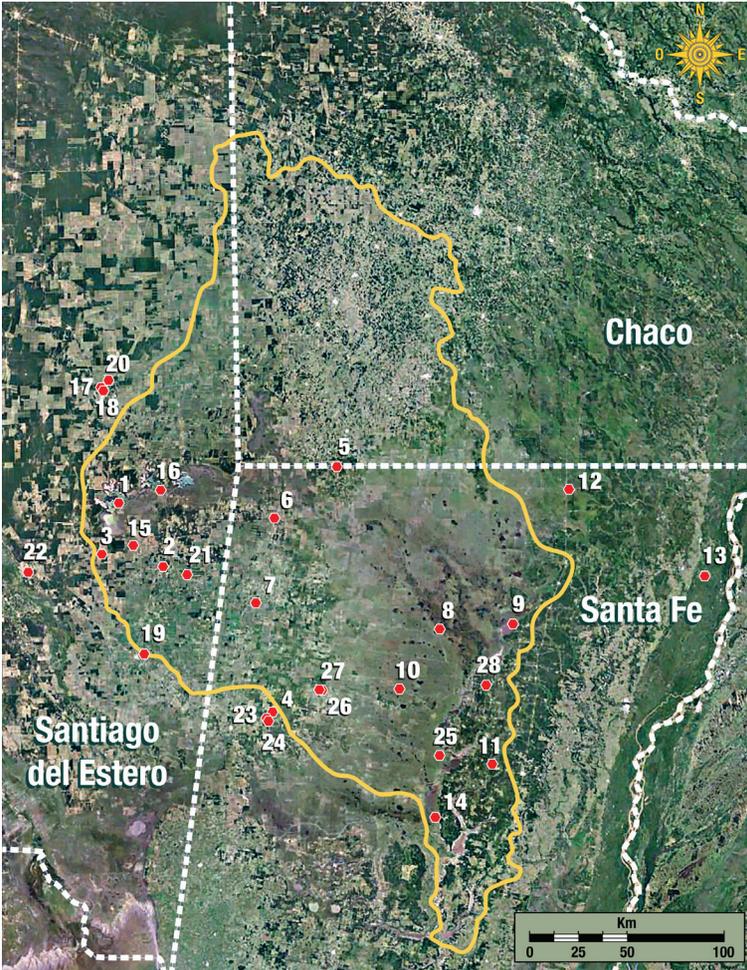


Figura 4. Cuenca de los Bajos Submeridionales, puntos de muestreo 2016 (Figura realizada por Zuleica Marchetti).

sierras subandinas, hasta un nivel regional de descarga en el río Paraná. Los flujos locales verticales de recarga/descarga constituyen el patrón de flujo dominante, mientras que la circulación lenta de los flujos regionales profundos favorece su evolución hidrogeoquímica. Ambos tipos de flujos descargarían localmente en numerosos criptohumedales, caracterizados por no tener agua en superficie, pero con un nivel freático somero y cursos de agua superficial. Sosa *et al.* [16] postularon la presencia de

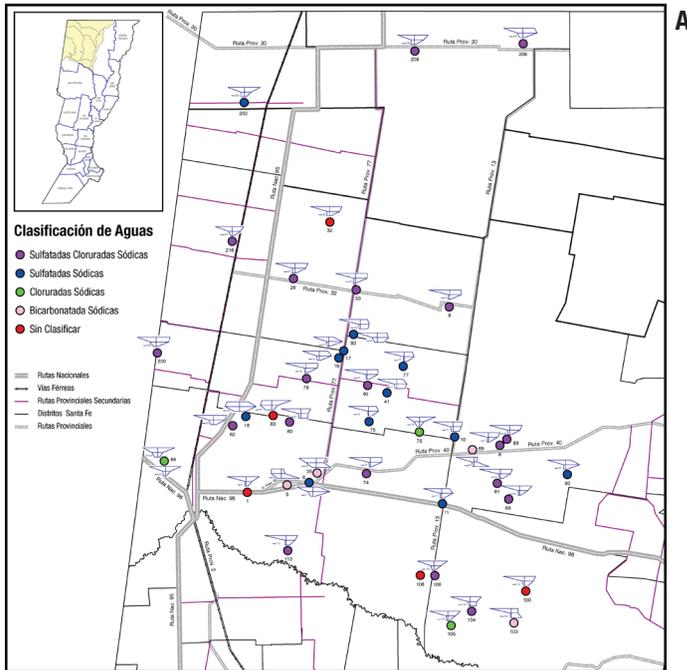
flujos locales, intermedios y regionales en los BBSS, basándose en la hidrogeoquímica y atendiendo al modelo conceptual para grandes cuencas sedimentarias formulado por Tóth [2]. En el año 2016 se iniciaron trabajos de campo en hidrogeoquímica, hidrología isotópica, geología e hidrología, con el objetivo de generar nueva información que permita caracterizar y proponer el modelo conceptual del sistema hidrogeológico regional de los BBSS y su relación con el sistema superficial. Los resultados permitirán verificar la hipótesis de distribución de flujos. Se presenta un resumen de antecedentes y resultados preliminares.

3.2. Resultados y discusión preliminares

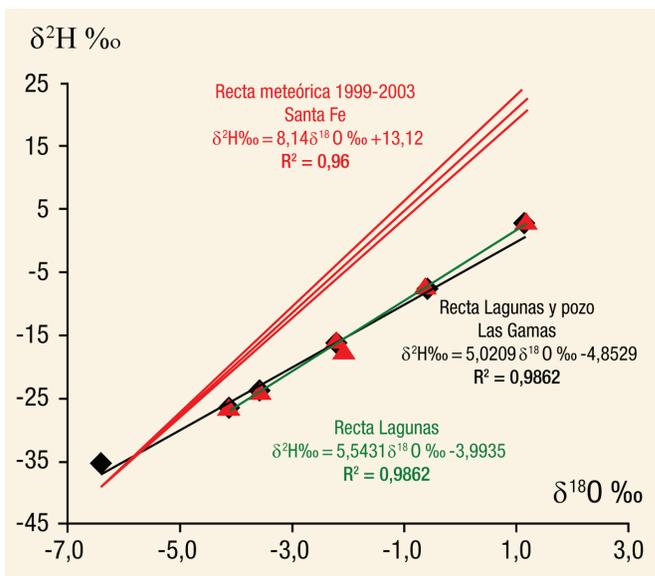
Desde 2008 se relevaron 214 puntos de agua midiéndose las profundidades y conductividad eléctrica [15], se determinaron los isótopos estables en las aguas de las principales lagunas [18] y se tomaron 26 muestras de aguas subterráneas y superficiales para determinaciones hidrogeoquímicas e isotópicas [19]. En la figura 5 se muestran algunos de los resultados alcanzados anteriormente por Sosa [15] que están siendo complementados con nuevos muestreos.

Mediciones *in situ* de salinidad en algunos pozos (no mostrados) indicaron estratificación con aumento importante de la conductividad eléctrica en profundidad, sugiriendo la presencia de sistemas de flujo diferenciados. Además, tanto la presencia de especies halófitas, en las cercanías de las lagunas y de fauna indicadora de calidad de agua, como ser el flamenco, coinciden con las condiciones de salinidad de suelos y agua, respectivamente. Determinaciones hidroquímicas e isotópicas más recientes en sectores no incluidos en estudios previos complementan la información disponible. En un análisis preliminar, junto a mapas piezométricos confeccionados a diferentes profundidades, verificarían las hipótesis de circulación de flujos postuladas.

El sistema hidrogeológico tiene un alto grado de complejidad, basado en la heterogeneidad sedimentaria, las diferencias de cargas piezométricas, y la salinidad de las aguas. Resultados previos [15, 18] en proceso de complementación y verificación [19] demuestran la importancia del movimiento vertical del agua subterránea manifestado en la presencia de zonas de descarga de flujos locales e intermedios. Las condiciones de escala del flujo subterráneo y las características geomorfológicas de “los bajos” de la planicie de inundación plantean la presencia de zonas de descarga de flujos con un recorrido de gran distancia



A



B

Figura 5 (A). Diagramas de Stiff modificados de las aguas subterráneas estudiadas [15]; (B). Recta meteórica de Santa Fe y resultados del muestreo de junio 2012 [18].

horizontal de flujos de tipo local. La recarga local se produce en los sectores donde el acuífero se comporta como libre en el oeste del sistema.

Puede inferirse que los flujos locales están asociados a aguas del tipo bicarbonatadas, y los flujos intermedios pueden estar asociados a elevados contenidos de cloruros y sulfatos, el flujo regional circula a mayor profundidad que los flujos locales e intermedios, recargándose en áreas de mayor altitud y finalizando en las zonas de descarga en cotas bajas, por lo que podrían encontrarse varios sistemas de flujo local asociados a otros de tipo intermedio. Químicamente el agua de este flujo tiene un alto contenido en sales disueltas. Es posible que las descargas de los flujos intermedios se produzcan en el acuífero superior, salinizándolo cuando se presentan períodos secos. Esta jerarquización de flujos, de la cual se tienen evidencias parciales, está siendo investigada mediante la ampliación de los puntos de muestreo que incluye no solo determinaciones hidrogeoquímicas, sino también isotópicas, para así identificar el origen las diferentes aguas muestreadas.

Bibliografía

[1] Sophocleus, M. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: the state of the science", *Hydrogeology Journal* 10, pp. 52-67.

[2] Tóth, J. (1963). "A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins", *Journal of Geophysical Research* 68, pp. 4785-4812.

[3] Tóth, J. (1999). "Groundwater as a geologic agent: an overview of the causes, processes, and manifestations", *Hydrogeology Journal* 7, pp. 1-14.

[4] López-Geta, J. A. et al. (2009). *Las aguas subterráneas. Un recurso natural del subsuelo*. Madrid, Instituto Geológico y Minero de España.

[5] Winter, T. (1999). "Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems", *Hydrogeology Journal* 7, pp. 28-45.

[6] Valladares, A. et al. (2013). "Estimación de las variaciones de almacenamiento de agua en los Esteros del Iberá a partir de datos gravimétricos satelitales", en González, N. et al. (eds.): *Temas actuales de la hidrología subterránea*. La Plata, EDULP, pp. 213-218.

[7] Rodríguez, L. et al. (2009). "Simulación del flujo subterráneo regional del SAG en régimen estacionario", en García Bauza, Cristian et al. (eds.): *XXVIII libro de la Serie Mecánica Computacional (AMCA)*. Tandil, pp. 2817-2832.

[8] Herbst, R. y Santa Cruz, J. (1995). *Mapa geológico de la Prov. Corrientes*. Secretaría de Minería, Dir. Nacional del Servicio Geología de Argentina.

[9] Mira, A. et al. (2013). "Actualización del modelo hidrológico conceptual del SAG y la influencia geológica del sector Argentino", en: *VIII Congreso Argentino de Hidrogeología*. La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Eduulp).

[10] Araújo, L. M.; França, A. B. y Potter, P. E. (1999). "Hydrogeology

of the Mercosul aquifer system in the Paraná and Chaco-Paraná Basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget aquifer system, USA”, *Hydrogeology Journal*, 7(3), pp. 317-336.

[11] **Manzano, M. et al.** (2013). “Caracterización hidroquímica e isotópica de las aguas subterráneas del entorno de los Esteros de Iberá (Corrientes, Argentina)”, en González, N. et al. (eds.): *Agua subterránea, recurso estratégico*. Tomo II. La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Edulp), pp. 43-51.

[12] **Mira, A. et al.** (2016). “Influencia de los lineamientos estructurales en la Provincia de Corrientes (Argentina) sobre el flujo del Sistema Acuífero Guaraní”, *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 73(4), pp. 478-492.

[13] **Ortega, L. et al.** (2013). “Relaciones entre aguas superficiales y subterráneas en la región hídrica de los Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina)”, en González, N. et al. (eds.): *Temas actuales de la hidrología subterránea*. La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (Edulp), pp. 205-212.

[14] **Giraut M. et al.** (2001). “Cuenca Propia de los Bajos Submeridionales, creación de una unidad hídrica independiente”, en: *Seminario Internacional sobre Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas*, 8-12 de octubre, Rosario, Argentina.

[15] **Sosa, D.** (2012). *El agua, excesos y déficit en la producción agrícola de secano y secuaría dentro de la Cuenca del río Salado*, tesis doctoral, Universidad de La Coruña, España.

[16] **Iriondo, M.** (2011). *Aguas Subterráneas de Santa Fe*. Santa Fe, Museo Florentino Ameghino.

[17] **Fundación Vida Silvestre Argentina y Fundación para el desarrollo en Justicia y Paz** (2007). *Zonificación de los Bajos Submeridionales del Norte Santafesino. Una herramienta para la planificación del desarrollo productivo y la conservación de la biodiversidad del humedal*. Buenos Aires, Vida Silvestre Argentina.

[18] **Sosa de Castro, D. et al.** (2016). “Primera aproximación sobre la circulación de los flujos subterráneos en los Bajos Submeridionales santafesinos”, *IX Congreso Argentino de*

Hidrogeología, 20-23 de septiembre, Catamarca.

[19] **Heredia, J. et al.** (2016). "Contribución hidrogeológica para una actividad agropecuaria sostenible y la preservación del patrimonio natural: los Bajos Submeridionales (Chaco Argentino)", *IX Congreso Argentino de Hidrogeología*, 20-23 de septiembre, Catamarca.

RESUMEN

La problemática del arsénico (As) es un tema multidisciplinario que comprende aspectos de su distribución geográfica y geológica, impactos sobre la salud y cuestiones sociales para su resolución. Se describe brevemente la química del As, su distribución y niveles en aguas y suelos, así como los mecanismos geoquímicos de liberación y movilización. Se citan las metodologías analíticas disponibles para la medición de As a nivel de trazas, imprescindibles para determinar los niveles en aguas y monitorear la remoción del contaminante al nivel recomendado por la Organización Mundial de la Salud en agua potable (10 µg/L). Se mencionan brevemente las afectaciones a la salud por la ingesta de As. Por último, se detallan las tecnologías existentes para la remoción de As, convencionales y emergentes, con énfasis en las destinadas a localidades aisladas rurales y periurbanas. Se enfatiza como prioritaria la I+D en materiales y tecnologías relacionadas al As, incluyendo la búsqueda de acuíferos libres del elemento. Se señala que la aplicación y disseminación de la(s) tecnología(s) deben encararse como acción conjunta entre autoridades, organizaciones no gubernamentales, compañías oferentes de productos y tecnologías, el ámbito CyT y toda la sociedad, sin que pueda resolverse el problema sin la participación de todos estos actores. En nuestro país, debido a la gran cantidad de personas que pueden estar afectadas, esta deberá ser una política de Estado, conducida por autoridades del gobierno nacional, gobiernos regionales y locales.

Palabras clave: *Arsénico; agua; HACRE; remoción.*

ABSTRACT

The problems related to arsenic (As) as a multidisciplinary issue involving aspects of geographical and geological distribution, concerns about health impact, and social issues are relevant in order to find a solution. The chemistry of As is briefly described, its distribution and levels in water and soils, and the geochemical mechanisms of its release and mobilization in water. The available analytical methodologies for the measurement of As at trace-level are cited, indispensable for determining the levels in waters and monitoring the removal of the pollutant to the level below the limit recommended by the World Health Organization in drinking water (10 µg/L). The health problems related to long-term ingestion of As through water and food consumption are described. Finally, a detailed account of conventional and emerging technologies existing for As removal, focusing on those aimed at remote rural and periurban areas. R&D in materials and technologies related to As is prioritized, including the search of aquifers free from such element. Attention is drawn to the application and spreading of these technologies as a joint action involving government, non-governmental organizations, technology and product companies, scientific and technology communities, as well as the whole society, for otherwise it will be impossible to find a solution to the problem. In Argentina, the central government must adopt a policy that should be endorsed by the regional and local authorities.

Key words: *Arsenic; Water; HACRE; Removal.*

Arsénico en agua¹

Marta Litter²



1. Introducción

La presencia de arsénico (As) en aguas de consumo ha ocasionado la diseminación de la arsenicosis, conocida como hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) en América Latina (AL), enfermedad crónica que se manifiesta principalmente por alteraciones dermatológicas y algunos tipos de cáncer [1, 2]. Las poblaciones más afectadas por el HACRE habitan en países con bajos niveles de ingreso. En el mundo existen unos 200 millones de personas afectadas, y se estima que la población en riesgo en AL supera los 14 millones, con elevada incidencia en casi todos los países de la región [3].

La presencia de altos niveles de As en el agua es un tema prioritario de preocupación ambiental, que limita el uso del recurso para agua potable y otros propósitos e impide el crecimiento socioeconómico, la sostenibilidad del uso racional de los suelos y el desarrollo sostenible de la agricultura. Por lo tanto, se necesitan datos para mejorar la comprensión de la distribución geográfica y de la génesis geológica del As en acuíferos, sedimentos y suelos, de los factores que influyen en su movilidad en el agua subterránea, su permeación a suelos y su absorción

1 Este trabajo se realizó con financiamiento de CYTED (Red IBEROARSEN) y la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, proyectos PICT-06 512 y PICT-2011-0463.

2 Gerencia Química, Comisión Nacional de Energía Atómica/Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, San Martín /CONICET, Argentina. marta.litter@gmail.com / litter@cnea.gov.ar.

por las plantas. Se necesitan también metodologías de determinación de As en agua a nivel de trazas, compatibles con los límites impuestos por la legislación para el contenido en agua potable que, en la mayoría de los países, se ha fijado recientemente en 10 µg/L. Por otra parte, la mayor proporción de la población afectada habita en núcleos de población rural o periurbana dispersa, no conectada a redes de agua potable y en condiciones socioeconómicas que impiden la instalación de grandes plantas de tratamiento. Por ello, es fundamental el desarrollo y puesta a punto de tecnologías económicas de abatimiento de As, que sean eficientes y amigables y puedan ser rápidamente implementadas, al menos hasta que las autoridades brinden agua segura a todos los habitantes.

2. Desarrollo

2.1. Breve descripción de la química del As

El arsénico (As, número atómico 33, peso atómico 74,922) es un elemento ampliamente distribuido en la atmósfera, en la hidrosfera y en la biosfera (aprox. $5 \times 10^{-4}\%$ de la corteza terrestre). La mayor cantidad del As en el medio ambiente proviene de fuentes naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas). Existe también una importante contribución de actividades antrópicas provenientes de procesos industriales (minería, fundición de metales, pesticidas, conservantes de la madera, etcétera).

El elemento puede estar presente en distintos estados de oxidación (-III, 0, III, V), tanto en formas inorgánicas (AsI) como orgánicas, en un amplio rango de concentraciones en aire, agua, suelos, vegetales y animales. Las especies químicas más importantes son:

- ▶ Arseniato y otras formas inorgánicas de As(V).
- ▶ Arsenito y otras formas inorgánicas de As(III).
- ▶ Formas metiladas de As(V), como el ácido dimetilarsínico (DMA(V)), el monometilarsonato (MMA(V)) y otras.
- ▶ Formas metiladas de As(III), como el ácido dimetilarsenioso (DMA(III)) y otras.
- ▶ Óxido de trimetilarsina (TMAO(V)).
- ▶ Arsenobetaina (AB).
- ▶ Arsenocolina (AC).
- ▶ Cation tetrametilarsonio (TMA⁺).

- ▶ Arsenoazúcares (AsAz).
- ▶ Arsenolípidos.
- ▶ Otras especies de arsénico.

Con respecto a las formas químicas, el As(V) puede encontrarse en agua como H_3AsO_4 y sus productos de disociación (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} y AsO_4^{3-} ; pK_{a1} : 2,3; pK_{a2} : 6,8 y pK_{a3} : 11,6), mientras que el As(III) se presenta como H_3AsO_3 y sus derivados protolíticos (H_4AsO_3^+ , H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} y AsO_3^{3-} ; pK_{a1} : 9,2; pK_{a2} : 12,7) [1].

Bajo condiciones oxidantes, el As(V) predomina sobre el As(III). Se encuentra fundamentalmente como H_2AsO_4^- a pH menor que 6,9; a mayor pH, la especie dominante es HAsO_4^{2-} y, a basicidad extrema, la especie dominante es AsO_4^{3-} . El ácido arsenioso aparece a bajo pH y en condiciones reducidas suaves, pero se transforma en H_2AsO_3 a medida que aumenta el pH. En condiciones reductoras, a pH inferior a 9,2, predomina la especie neutra y solo a pH mayor de 12 puede estar presente la especie HAsO_3^{2-} [1].

El estado de oxidación del As y, por lo tanto, su movilidad, están controlados fundamentalmente por el potencial redox y el pH (figura 1).

En aguas naturales, el As se encuentra formando oxianiones. En general, en aguas superficiales, el As(V) predomina sobre el As(III). En aguas subterráneas pueden encontrarse ambos estados de oxidación ya que las concentraciones dependen de las condiciones redox y de la actividad biológica. El As(III) puede provenir de la reducción biológica del As(V) y predomina en zonas cercanas a industrias con efluentes ricos en As(III), aguas geotermales y ambientes reductores. La arsina (AsH_3) y sus derivados y el arsénico cerovalente (As(0)) solo se forman bajo condiciones extremadamente reductoras. En aguas marinas, la especie predominante es As(V), que puede ser transformado a formas orgánicas o reducido biológicamente a As(III).

El principal origen del As en el suelo es el material parental del cual deriva, siendo el constituyente principal de más de 200 minerales, principalmente sulfuros como pirita, calcopirita, galena y marcasita [1]. La pirita es el más frecuente, ya que, además de formarse en ambientes hidrotermales, también se forma en medios sedimentarios bajo condiciones reductoras. La minería y los pesticidas y herbicidas de AsI, especialmente durante el siglo XX, han contribuido también a la contaminación de los suelos.

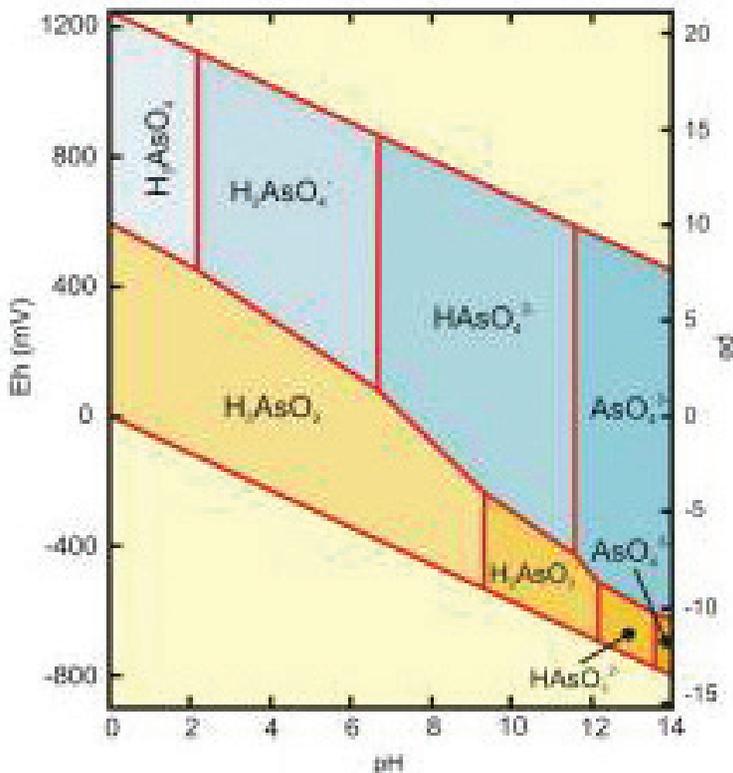


Figura 1. Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O₂-H₂O [1].

Las especies orgánicas están ampliamente distribuidas en la atmósfera, en sistemas acuáticos, suelos, sedimentos y tejidos biológicos, pero siempre en concentraciones menores que el AsI. Las reacciones de metilación mediadas biológicamente que ocurren en organismos terrestres y marinos convierten el AsI en MMA(V), DMA(V), TMAO(V) y TMA⁺, que son precursores de formas más complejas, como los arsenolípidos, AB, AC y los AsAz [1]. Un número elevado de alquil- y arilderivados son sintetizados para uso como biocidas.

2.2. Contaminación por arsénico y toxicidad

El As es un veneno bien conocido, y el anhídrido arsenioso (As₂O₃) fue usado entre los siglos XVI al XIX por conocidos envenenadores como los Borgia, la marquesa de Brinwilliers,

“LaVoisin”, Mme. Lafarge y Jeanne Gilbert. Se cree que Napoleón murió envenenado con As, ya que se encontraron restos en sus cabellos [4].

Las distintas especies de As producen diferentes niveles de toxicidad. El AsI es más tóxico que las formas orgánicas, que están presentes en los organismos vivos, especialmente en peces y moluscos [5]. El arsenito es la forma más tóxica, 10 veces más que el arseniato y 70 veces más que DMA y MMA, aunque estas especies son bastante tóxicas, teratogénicas y genotóxicas en dosis elevadas. AB y AC son virtualmente no tóxicas, y de allí que el consumo moderado de productos pesqueros no conlleve riesgo toxicológico. No se conocen los efectos tóxicos del TMAO(V) ni de los arsenolípidos. Los AsAz no presentan toxicidad *in vitro*, aunque pueden serlo *in vivo* por su transformación a DMA.

Se define como arsenicosis, o HACRE, a una serie de manifestaciones clínicas sobre la salud producidas por el consumo diario de agua (bebida y preparación de alimentos) conteniendo As. Esta enfermedad se caracteriza por presentar hiperqueratosis y otras lesiones dérmicas, así como alteraciones sistémicas cancerosas y no cancerosas. Además, el consumo crónico de agua con As es un factor de alto riesgo en relación con el cáncer de vejiga y pulmón, debido a la gran capacidad mutagénica, teratogénica y carcinogénica del elemento. Se han encontrado también patologías vasculares de las extremidades inferiores, diabetes, hipertensión arterial y trastornos reproductivos [6, 7]. En la figura 2 se muestra una foto representativa de los efectos ocasionados por el consumo crónico de agua con As.

El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) clasifica el As dentro del grupo I por las evidencias clínicas de su acción carcinogénica [8]. Teniendo en cuenta los efectos tóxicos del AsI sobre los seres humanos y otros organismos, la OMS ha recomendado un límite de 10 µg/L de As en agua para consumo humano [9]. Este valor guía se basa “en un exceso de 6×10^{-4} en el riesgo de contraer cáncer de piel 60 veces más alto que el factor usado típicamente para proteger la salud pública” [10]. Por ello, la presencia de As en agua para consumo humano afectaría potencialmente a más de 200 millones de personas [11]. Cuatro millones de ellas fueron documentadas en AL sobre la base de la antigua regulación (50 µg/L) pero, de acuerdo con el nuevo valor de 10 µg/L, podrían estar en riesgo unos 14 millones, 4 millones en Argentina.



Figura 2. Hiperqueratosis palmar provocada por consumo de agua con As (Gentileza Dr. Carlos Eduardo Padial).

En América del Sur, especialmente en Argentina, Chile y Perú, el problema se conoce desde hace décadas y afecta principalmente a poblaciones pobres aisladas no conectadas a red de agua potable [3]. Debido a los altos niveles en sus aguas subterráneas, en algunos casos de hasta 4,0 mg/L, y a la amplia distribución geográfica del As, la Argentina ocupa uno de los lugares en el mundo con mayor número de población susceptible de sufrir efectos por la ingesta del elemento presente en el agua o en alimentos. El 4 de septiembre de 2008, el diario *Clarín* alertaba en su tapa sobre la presencia de As en el agua, “peligro para 4 millones”. Datos obtenidos en los últimos tiempos han determinado contenidos de As muy elevados en zonas de la llanura Chaco-Pampeana, Puna y Cuyo, en las provincias de Córdoba, Chaco, Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Santa Fe, San Luis, Buenos Aires, La Pampa, Mendoza, San Juan, La Rioja, Catamarca y Jujuy; otras áreas en Río Negro y Neuquén están aún bajo investigación [1, 12]. El contenido de As en aguas subterráneas varía ampliamente, entre 4 y 5300 $\mu\text{g/L}$, con un valor medido extremo de 14.969 $\mu\text{g/L}$ en Santiago del Estero [13]. En algunos lugares, el 99% de las aguas subterráneas excede los 10 $\mu\text{g As/L}$. Uno de los casos más emblemáticos y con mayor

repercusión mundial fue el de Bell Ville, en Córdoba, a principios del siglo pasado. El gran número de casos de HACRE ocurridos en esta ciudad determinó que la patología se conociera como “enfermedad de Bell Ville” hasta 1913, año en que Goyenechea relacionó las patologías observadas con el consumo de agua con As [14]. Estudios posteriores fueron los de Ayerza, quien la denominó “arsenicismo crónico regional endémico” [15] y los de Tello, quien introdujo el nombre HACRE [16, 17, 18].

2.3. Metodologías analíticas disponibles para la medición de As a nivel de trazas

El análisis y especiación de As es crucial para conocer de manera certera los niveles que pueden afectar aguas, suelos y sedimentos, así como las cantidades presentes en alimentos a ser ingeridos o su presencia en organismos vegetales y animales, especialmente en el ser humano. También es imprescindible para desarrollar tecnologías de remoción de alta calidad para mitigar los problemas comentados arriba. Se listan las metodologías de análisis existentes, de distinta complejidad y niveles de detección variables. Más información se puede obtener en [2].

- ▶ Métodos espectrofotométricos UV-Vis.
- ▶ Absorción atómica-generación de hidruros (AAS-HG).
- ▶ Absorción atómica con horno de grafito (AAS-GF).
- ▶ Espectroscopía de emisión-plasma inductivo de argón (ICP-OES).
- ▶ Espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado (ICP-MS).
 - ▶ Fluorescencia atómica-generación de hidruros (AFS-HG).
 - ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a espectroscopía de emisión mediante plasma inductivo de argón (HPLC-ICP-OES).
 - ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a generación de hidruros-espectroscopía de emisión mediante plasma inductivo de argón HPLC-HG-ICP-OES.
 - ▶ Cromatografía gaseosa acoplada a generación de hidruros-espectroscopía de absorción atómica (HG-GC-AAS).
 - ▶ Cromatografía gaseosa-trampa fría-acoplada a espectroscopía de absorción atómica (HG-CT-GC-AAS).
 - ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a generación de hidruros-espectroscopía de fluorescencia atómica (HPLC-HG-AFS).
 - ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a

generación de hidruros-espectroscopía de absorción atómica (HPLC-HG-AAS).

- ▶ Cromatografía líquida de alta resolución-plasma inductivamente acoplado-espectrometría de masas (HPLC-ICP-MS).

- ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a generación de hidruros-plasma inductivamente acoplado-espectrometría de masas (HPLC-HG-ICP-MS).

- ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a plasma inductivamente acoplado-espectrometría de masas con “electrospray” (HPLC-ES-MS).

- ▶ Cromatografía líquida de alta resolución asociada a plasma inductivamente acoplado-detección por doble masa con “electrospray” (HPLC-ES-MS-MS).

- ▶ Técnicas electroquímicas.

- ▶ Métodos de espectroscopía con rayos X.

Debe hacerse énfasis en la necesidad del desarrollo de métodos analíticos económicos y de campo que posibiliten mediciones con equipos económicos y poco sofisticados.

2.4. Métodos de remoción de arsénico

La solución al problema del As tiene como base la provisión de metodologías para brindar a la población agua segura. Una estrategia sería buscar fuentes de agua alternativas libres de As [19], pero esta solución es a veces imposible de implementar ya que, en muchas zonas, las fuentes de abastecimiento poseen niveles considerables de As, y las aguas de buena calidad están ubicadas en zonas alejadas. Por lo tanto, la estrategia alternativa es ofrecer métodos eficientes de remoción. En varias regiones, las autoridades de ciudades o pueblos han encarado el problema instalando plantas de abatimiento de mediana o gran escala, conectadas a la red de distribución. En otros casos, se ha distribuido a la población agua envasada libre de As, mientras que la red abastece agua sin tratar. Sin embargo, la población rural o periurbana dispersa no conectada a redes de agua potable, y en condiciones socioeconómicas que impiden la instalación de plantas de tratamiento, requiere métodos económicos eficientes, al menos para paliar la situación e impedir la aparición de enfermedades hasta que se provea de agua segura a estas poblaciones.

La mayoría de las tecnologías de remoción son eficientes cuando el As está presente en el estado pentavalente, porque la forma trivalente no está cargada a pH debajo de 9.2. Por ello, deben oxidarse previamente los componentes arsenicales. Sin

embargo, debe señalarse que la oxidación constituye solamente un tratamiento preliminar de otros tratamientos físicos o químicos, pero no remueve el As del agua.

Los métodos existentes para remover As se dividen en tecnologías convencionales y emergentes. Las convencionales se basan en unos pocos procesos químicos básicos, aplicados simultánea o secuencialmente: coagulación-precipitación, ósmosis inversa, oxidación/reducción, adsorción, intercambio iónico, separación sólido/líquido, exclusión física, etc. [20]. Las tecnologías para remoción a nivel de plantas centralizadas de mediana y gran escala más utilizadas en la región latinoamericana son aquellas basadas en procesos de coagulación-adsorción-filtración y las basadas en procesos de membranas, en especial, la ósmosis inversa [21]. Otras tecnologías menos usadas son adsorción, intercambio iónico, sedimentación, filtración y tratamientos biológicos.

En cuanto a los métodos emergentes, podemos mencionar como ejemplo algunos desarrollados por grupos de AL [22]:

- ▶ Tecnologías basadas en la coagulación con sales de hierro y aluminio: la más conocida y aplicada en la región es el ALUFLOC, desarrollado por el CEPIS de Perú, que consiste en agregar al agua una mezcla de arcillas, hipoclorito de calcio y sulfato de aluminio.

- ▶ Adsorción: usa diversos productos adsorbentes comerciales o materiales autóctonos empaquetados en columnas de lecho fijo (alúmina activada, dióxido de titanio, óxido de cerio u óxidos e hidróxidos granulares). El uso de nanopartículas de hierro cerivalente o de óxidos de hierro permite procesos muy rápidos que combinan la adsorción con reacciones de oxidación para llevar As(III) a As(V).

- ▶ Uso de soportes recubiertos con materiales de hierro: impregnación de óxidos de hierro en soportes económicos como, por ejemplo, esferas de quitosano.

- ▶ Intercambio iónico: uso de resinas sintéticas fuertemente básicas que intercambian el As por cloruro.

- ▶ Tecnologías solares y fotoquímicas: se oxida As(III) empleando luz UV o solar, fotocatalisis heterogénea bajo luz UV con TiO_2 , o hierro cerivalente bajo luz solar.

- ▶ Fitorremediación: usa especies de plantas acuáticas de amplia distribución geográfica, con capacidad de acumular el elemento, que es absorbido por las raíces y se acumula mayoritariamente en hojas.

▸ Barreras reactivas permeables: se interpone un medio reactivo semipermeable capaz de retener As en el camino del flujo de una pluma de contaminantes.

▸ Fijación química *in-situ*: inyección de reactivos en el subsuelo para favorecer la formación de fases sólidas insolubles que incluyan As presente en el suelo o en el agua subterránea. Se usa generalmente hierro cerovalente nanoparticulado.

3. Conclusiones finales. Posibles soluciones al problema del arsénico en agua de consumo humano

Las formas más comunes del As en agua son oxianiones de As(III) o As(V). Las diferentes características físicas y químicas de las formas químicas presentes en el medio ambiente (As(V), As(III), MMA, DMA, TMA⁺, AC, AB, AsAz, etc.) dan como resultado diferentes grados de movilidad y biodisponibilidad. Los potenciales rédox y el pH son los factores más importantes que controlan la especiación y ocasionan la elevada movilidad del elemento y la profunda variación en su concentración en los cuerpos de agua (subterráneas, lagos, mar, aguas profundas, ríos, etc.). El As(III) es la forma más móvil y, a su vez, la más tóxica. Los compuestos orgánicos están ampliamente distribuidos y se encuentran principalmente en organismos marinos.

Como se mencionó, la presencia de As en aguas de consumo ha ocasionado la diseminación de arsenicosis (HACRE), que se presenta con diferentes síntomas a nivel mundial. La incidencia mundial es muy alta: podrían estar afectados unas 200 millones de personas, 14 millones en AL. La presencia de altos niveles de As en el agua es un tema prioritario de preocupación ambiental, y para comenzar a resolver el problema, se necesitan datos de su distribución geográfica y geológica y movilidad en agua subterránea, suelos, y absorción por las plantas. Se necesitan también metodologías de determinación de As a nivel de trazas, compatibles con los límites impuestos por la legislación para agua potable y que permitan conocer las cantidades presentes en alimentos y evaluar tecnologías de remoción.

Respecto de las tecnologías de remoción, si bien existen métodos convencionales bien comprendidos para el tratamiento en plantas para localidades grandes o medias, dado que la mayor proporción de la población afectada habita en zonas rurales o periurbanas dispersas y en condiciones socioeconómicas graves, es

fundamental el desarrollo y puesta a punto de tecnologías económicas de abatimiento de As que sean eficientes y amigables para las poblaciones más necesitadas, y fácilmente implementables.

Resulta preocupante que las dramáticas consecuencias de la ingesta de agua con altos contenidos de arsénico sobre la salud humana no sean aún perceptibles por la mayoría de las autoridades, especialistas en salud o la comunidad en general, tal vez –queremos pensar– por ignorar el problema. La presencia de altos niveles de As natural en aguas no solo limita el uso de estos recursos para agua potable y otros propósitos, sino que indirectamente impide el crecimiento socioeconómico. Por ello, la situación actual de conocimiento incompleto sobre la presencia de As, los problemas de salud relacionados, el hecho de que la presencia de As en agua y alimentos sea ignorada y no pueda ser percibida por la población en tiempos razonables, así como la falta de aplicación de métodos de tratamiento en zonas que así lo requieran, necesitan un serio abordaje. Dado que no existe tratamiento curativo para controlar la enfermedad, las autoridades sanitarias deben realizar promoción de la salud, prevención de la contaminación y saneamiento ambiental, es decir, concientizar sobre la necesidad de consumir agua potable para mantener la salud y explicar los riesgos de beber agua con As. Se debe fomentar la educación y realizar vigilancia epidemiológica y ambiental para la detección precoz.

Para paliar la situación se pueden ofrecer metodologías económicas de potabilización, según las características hidrogeológicas, geográficas, sanitarias y económicas de las comunidades afectadas. Los métodos que se brinden deberían ser adecuados y eficientes, socialmente aceptables y fácilmente implementables por la misma población [16]. La aplicación y diseminación de la(s) tecnología(s) debe encararse como una acción conjunta de autoridades, ONG, compañías oferentes de productos y tecnologías, el ámbito científico y tecnológico, y la sociedad en su conjunto, teniendo en cuenta que no podrá resolverse este dramático problema sin la participación de todos estos actores. En nuestro país en particular, debido a la gran cantidad de personas que pueden estar afectadas, esta deberá ser una política de Estado conducida por las autoridades del gobierno nacional, acompañadas por los gobiernos regionales y locales, donde el impacto del problema sea mayor. La acción más correcta sería brindar a las comunidades afectadas sistemas adecuados y sustentables para el saneamiento del agua con instalación de redes de agua potable.

Bibliografía

- [1] Bundschuh, J.; Pérez Carrera, A. y Litter, M. I. (eds.) (2008). *Distribución del arsénico en la región Ibérica e Iberoamericana*. Buenos Aires, Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- [2] Litter, M. I.; Armienta, M. A. y Farías, S. S. (eds.) (2009). *Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelos*. Buenos Aires, Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- [3] Bundschuh, J. et al. (2012). "One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries", *Science of Total Environment* 429, pp. 2-35.
- [4] Hughes, M. F. et al. (2016). "Arsenic Exposure and Toxicology: A Historical Perspective", *Toxicological Sciences* 123, pp. 305-332.
- [5] Vahter, M. (2002). "Mechanisms of arsenic biotransformation", *Toxicology*, 181-182, pp. 211-217.
- [6] Smedley, P. L. y Kinniburgh, D. G. (s.f.). *United Nations Synthesis Report on Arsenic in Drinking Water*, disponible en <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/who/arsin.pdf> (acceso 19 de septiembre de 2016).
- [7] Biagini, R. E. (1966). "Hidroarsenicismo crónico y cáncer de pulmón", *Archivos Argentinos de Dermatología* 16, pp. 172-184.
- [8] IARC. International Agency for Research on Cancer (2004). *Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Drinking-water Disinfectants and Contaminants, including Arsenic*. Lyon, p. 84.
- [9] World Health Organization (2004). *Guidelines for drinking-water quality*. 3ª ed., Vol. 1. Recommendations. Geneva, WHO.
- [10] EPA. US Environmental Protection Agency (1988). *Special Report on Ingested Inorganic Arsenic: Skin Cancer; Nutritional Essentiality*. EPA 625/3-87/013. 1988 U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment.

[11] Bardach, A. *et al.* (2015). "Epidemiology of chronic disease related to arsenic in Argentina: a systematic review", *Science of Total Environment* 538, pp. 802-816.

[12] Figueiredo, B. R. *et al.* (2010). "Medical geology studies in South America", en Selinus, O.; Finkelman, R. B. y Centeno, J. A. (eds.): *Medical Geology: A Regional Synthesis*. Netherlands, Book Series International Year of Planet Earth, Springer, pp. 79-106.

[13] Bhattacharya, P. *et al.* (2006). "Distribution and mobility of arsenic in the Río Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina", *Science of Total Environment* 358, pp. 97-120.

[14] Goyenechea, M. (1917). "Sobre la nueva enfermedad descubierta en Bell-Ville", *Rev. Med. de Rosario* 7, p. 485.

[15] Ayerza, A. (1917). "Arsenicismo regional endémico (keratodermia y melanodermia combinadas) (continuación)", *Boletín de la Academia Nacional de Medicina de Buenos Aires* 2-3, pp. 41-55.

[16] Litter, M. I. (2010). "La problemática del arsénico en Argentina: el HACRE", *Revista de la Sociedad Argentina de Endocrinología Ginecológica y Reproductiva (SAEGRE)* 17, pp. 5-10.

[17] Hopenhayn-Rich, C. *et al.* (1996). "Bladder cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Córdoba, Argentina", *Epidemiology* 7, pp. 117-124.

[18] Hopenhayn-Rich, C.; Biggs, M. L. y Smith, A. H. (1998). "Lung and kidney cancer mortality associated with arsenic in drinking water in Córdoba, Argentina", *International Journal of Epidemiology* 27, pp. 561-569.

[19] Bundschuh, J.; Litter, M. I. y Bhattacharya, P. (2010). "Targeting arsenic-safe aquifers for drinking water supplies", *Environmental Geochemistry and Health* 32, pp. 307-315.

[20] Litter, M. I.; Sancha, A. M. e Ingallinella, A. M. (eds.) (2010). *Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en*

aguas. Buenos Aires, Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

[21] Cortina, J. L. *et al.* (2016). “Latin American experiences in arsenic removal from drinking water and mining effluents”, en Kabay, N. y Bryjak, M. (eds.): *Innovative Materials and Methods for Water Treatment-Separation of Cr and As*. AK Leiden, CRC-Taylor & Francis, pp. 391-416.

[22] Bundschuh, J. *et al.* (2010). “Emerging mitigation needs and sustainable options for solving the arsenic problems of rural and isolated urban areas in Iberoamerica - A critical analysis”, *Water Research* 44, pp. 5828-5845.

RESUMEN

Este trabajo aborda la problemática de la contaminación orgánica biorrecalcitrante en agua y plantea como solución aplicar tratamientos avanzados de oxidación. Son procesos que utilizan reactivos costosos, tales como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que los procesos biológicos no sean posibles. Su máximo potencial se alcanza cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos. Además, dos de ellos se pueden llevar a cabo con radiación solar: fotocatalisis heterogénea y foto-Fenton. En este trabajo también se aborda la descripción de los fotorreactores considerados hoy en día como los más idóneos para estas aplicaciones: captadores parabólicos compuestos (CPC). Se comenta en detalle la metodología para realizar un diseño correcto de un sistema integrado foto-Fenton/biológico para tratamiento de aguas residuales industriales, que minimice los costes del proceso global. Y, por último, se resume la problemática ambiental de los denominados contaminantes "de preocupación emergente" y su tratamiento mediante foto-Fenton en condiciones suaves, al necesitar estos contaminantes condiciones de tratamiento menos exigentes por encontrarse en concentraciones del orden de microgramos por litro.

Palabras clave: *Contaminantes no biodegradables; fotocatalisis; oxidación avanzada.*

ABSTRACT

This article addresses the problems associated with bio-recalcitrant organic contamination in water and proposes the implementation of advanced oxidation treatments as a solution. These are processes that employ expensive reagents such as hydrogen peroxide or ozone, and for that reason they should be restricted to cases in which the use of biological processes is not possible. Their full potential is reached when they are successfully integrated with other treatments, such as adsorption or biological treatments. Additionally, two of them can be carried out by means of solar radiation, namely heterogeneous photocatalysis and photo-Fenton. This article describes the photoreactors that are presently considered to be the most suitable for these applications, that is, compound parabolic concentrators (CPC). This article also provides a detailed commentary on the methodology for developing an accurate design of a photo-Fenton-biological integrated system for the treatment of industrial wastewater that allow a reduction in the costs of the global process. Finally, this article summarizes the environmental problems caused by the so-called contaminants "of emerging concern" and their treatment with photo-Fenton under soft conditions, as treatment conditions for these contaminants are less demanding, considering that they are found at microgram-per-liter concentrations.

Key words: *Non-biodegradable pollutants; Photocatalysis; Advanced oxidation.*

Descontaminación de aguas mediante oxidación avanzada bajo radiación solar: un proceso doblemente sostenible¹

Sixto Malato Rodríguez²



1. Introducción

Además del creciente problema de escasez de agua, la calidad de las aguas dulces es también un factor que viene causando una fuerte preocupación. Contaminantes procedentes de diversas fuentes pueden ser detectados en concentraciones que afectan perjudicialmente los ecosistemas acuáticos, degradando el hábitat, resultando en la pérdida de biodiversidad del ecosistema y provocando enfermedades. La mala calidad del agua es una seria amenaza para la salud, especialmente donde el saneamiento es inadecuado o el acceso al agua potable es ineficiente [1]. En la Unión Europea, una cuarta parte del agua que proviene del medio natural se destina al sector agrícola, aunque este porcentaje es mucho mayor en la Europa meridional, donde puede alcanzar el 80%. Europa debe romper el paradigma que asocia inevitablemente el crecimiento económico con la degradación ambiental, tal como se describe en un informe de las Naciones Unidas para el medio ambiente [2]. En el pasado, la gestión de agua en Europa se ha centrado principalmente en aumentar el suministro perforando nuevos pozos, construyendo embalses e invirtiendo en desalación y en infraestructuras a gran escala de trasvase de agua. Pero es necesario adoptar un enfoque de gestión del agua

1 El autor agradece al Ministerio español de Economía y Competitividad, por financiar los estudios resumidos en este trabajo mediante el proyecto TRICERATOPS (Referencia CTQ2015-69832-C4-1-R).

2 Plataforma Solar de Almería, España. sixto.malato@psa.es.

más sostenible, que incida en la eficiencia en el uso del agua y la reutilización de aguas residuales [3]. En Europa, las aguas residuales se reutilizan sobre todo en la Europa meridional.

La Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) permite integrar estrictas normas ambientales sobre el uso y la calidad del agua con otras políticas. Desde su implantación, se han realizado diferentes modificaciones y se han abordado los diferentes problemas que se han ido encontrando. La aparición de trazas de fármacos, plaguicidas y otras sustancias contaminantes que se empezaron a detectar en aguas residuales, ríos y otras corrientes superficiales a principios del siglo XXI. Las sustancias conocidas como prioritarias son las que se encuentran sometidas a un control, reguladas bajo una legislación cada vez más estricta. Se fijaron los límites de concentración en las aguas superficiales de 33 sustancias químicas, y 11 sustancias se encontraban sometidas a revisión. Dicha lista se va renovando, y cada 4 años es revisada y ampliada. Actualmente, la Directiva 2013/39/UE es la que regula las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas y amplía la lista hasta 45 sustancias prioritarias. Con esta nueva Directiva Europea aprobada en el mes de agosto de 2013, nos encontramos en un punto en el que se requiere capacidad de detección, monitoreo y cuantificación de tales sustancias y un salto tecnológico en el tratamiento de aguas. Se pone de manifiesto que ya no es suficiente tratar las aguas con las tecnologías convencionales, sino que se necesita dar un paso más y trabajar en el desarrollo de tecnologías emergentes, tales como la oxidación avanzada. En este contexto, este trabajo se centra en el tratamiento de agua residual que pueda permitir su reutilización basándose en tratamientos avanzados como aplicación para conseguir los límites requeridos para este fin.

2. Procesos solares avanzados de oxidación

Los procesos avanzados de oxidación (PAO) se definen como métodos de oxidación basados en la generación de especies altamente oxidantes (radicales hidroxilo, HO•). Las principales características de los HO• son su elevado potencial de oxidación y su carácter no selectivo, y son capaces de mineralizar contaminantes orgánicos hasta CO₂, H₂O e iones inorgánicos [4]. Su aplicación potencial se centra fundamentalmente en la eliminación

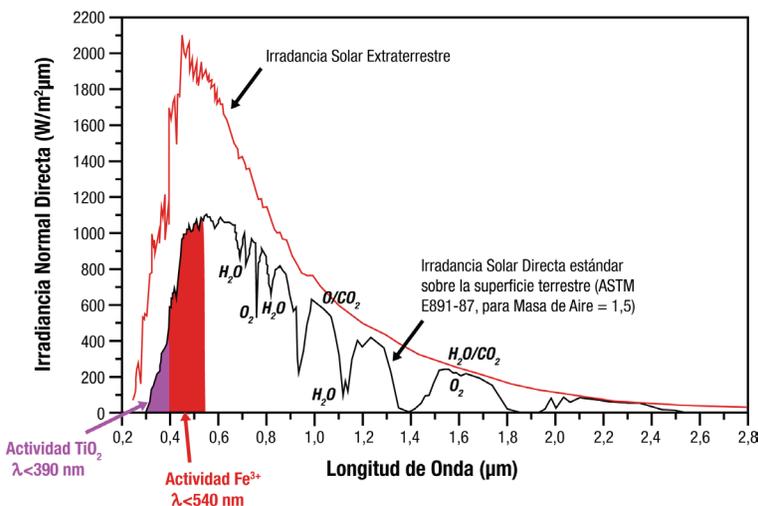


Figura 1. Espectro solar y longitud de onda característica de los procesos de fotocatalisis heterogénea y foto-Fenton. Fuente: Elaboración del autor.

de compuestos tóxicos y persistentes, no posibles de ser degradados mediante tecnologías convencionales y que están presentes en efluentes industriales procedentes de actividades agrícolas, agroquímicas, destilerías, textiles, papeleras, petroleras, metalúrgicas, etc. También pueden aplicarse al tratamiento de efluentes provenientes de hospitales o de lixiviados de vertedero. Además, recientemente también se han focalizado microcontaminantes persistentes (fármacos, hormonas, etc.) presentes en efluentes de depuradoras municipales. Los PAO más comunes utilizan combinaciones de ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación ultravioleta (UV) y fotocatalisis heterogénea u homogénea. Son procesos que utilizan reactivos costosos tales como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que los procesos biológicos no sean aplicables o no permitan transformar los contaminantes. Su potencial máximo tiene lugar cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos [5]. De ellos, solo dos se pueden llevar a cabo con radiación solar, ya que, como se muestra en la figura 1, necesitan energía fotónica de una longitud de onda perteneciente al espectro solar: fotocatalisis heterogénea y foto-Fenton [6]. La fotocatalisis heterogénea se basa en el uso de un sólido semiconductor

(fundamentalmente TiO_2) que se excita cuando absorbe luz ($\lambda < 390 \text{ nm}$) en un medio acuoso, formándose pares electrón/hueco. El proceso genera radicales HO^\bullet a partir del agua. Por su parte, el proceso Fenton implica la reacción entre peróxido de hidrógeno e iones Fe(II) para formar Fe(III) y HO^\bullet . En presencia de luz, se regenera Fe(II) y, por tanto, el proceso es catalítico, denominándose “foto-Fenton”.

2.1. Fotorreactores solares

Los primeros fotorreactores solares utilizados para aplicaciones fotoquímicas se desarrollaron alrededor de 1990 y estaban compuestos por captadores cilindro parabólicos (PTC, por sus siglas en inglés), basados en los captadores tradicionalmente usados en aplicaciones termosolares. Sin embargo, estos fotorreactores pronto quedaron en desuso, dado que presentaban desventajas notables, entre las que destacan sus elevados costes de inversión y mantenimiento, la limitación de aprovechar únicamente la radiación solar directa y las bajas eficiencias óptica y cuántica [7]. Hoy en día, los fotorreactores están basados en captadores parabólicos compuestos (CPC) de baja concentración, en los que el factor de concentración (FC, relación entre la apertura del captador y el perímetro del absorbedor) suele ser igual a 1 (figura 2). Como consecuencia del diseño de la superficie reflectora, se puede aprovechar la mayor parte de la radiación incidente incluyendo la componente difusa. Las principales ventajas de estos sistemas son: su elevada eficiencia óptica y cuántica, la posibilidad de aprovechar la radiación tanto directa como difusa y las moderadas temperaturas de operación que evitan el calentamiento excesivo del fluido. Otro aspecto a considerar es que los tubos absorbedores son sistemas cerrados por los que circula el agua residual, lo cual evita la volatilización de ciertos compuestos, además de que pueden operarse en régimen turbulento, minimizándose, así, las limitaciones de los fenómenos de transferencia de materia.

Existen algunos principios básicos relativos al diseño de fotorreactores que pueden emplearse en cualquier tipo de aplicación fotocatalítica (tanto fotocatalisis heterogénea como homogénea), que se resumen a continuación: (i) el tubo absorbedor debe transmitir la radiación UV solar de la manera más eficiente posible y, al mismo tiempo, debe ser resistente a ella, por lo cual el vidrio borosilicatado es la mejor opción, ya que, además de presentar una transmisividad adecuada, es un material económico [8]; (ii)

el diámetro del tubo debe tener entre 25 y 50 mm de longitud para asegurar la distribución homogénea de la radiación solar; (iii) la superficie del CPC debe presentar una alta reflectividad de la radiación UV y ser resistente bajo condiciones meteorológicas adversas, además de ser químicamente inerte y relativamente económica, siendo el aluminio anodizado electropulido el material que mejor se adapta a estas condiciones; (iv) todos los materiales que componen el fotorreactor deben ser inertes a la corrosión y a la radiación solar, deben soportar temperaturas de hasta 60 °C y tolerar pérdidas de carga de varios bares.

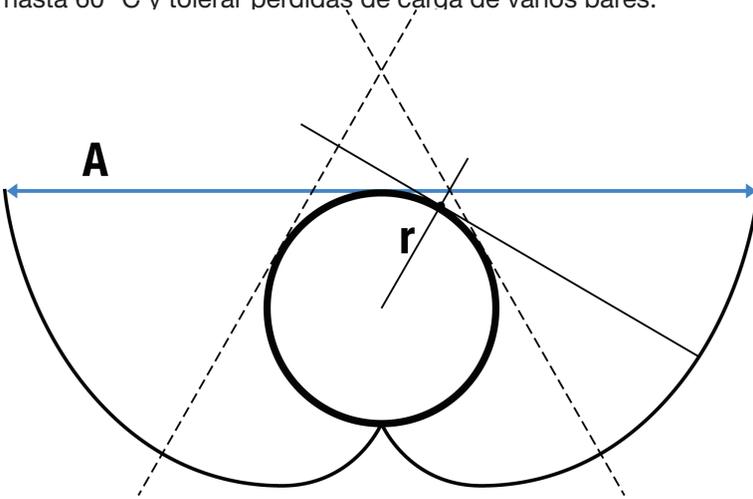


Figura 2. Diseño básico de un CPC de $FC = 1$, donde $A \approx 2\pi r$. Fuente: Elaboración del autor.

2.2. Combinación de PAO y tratamiento biológico

A pesar de la indiscutible capacidad de los PAO para degradar contaminantes persistentes en aguas residuales, hasta ahora casi todos los estudios se han realizado a escala de laboratorio o de planta piloto, y las aplicaciones comerciales de estos procesos son aún muy escasas. Esto se debe principalmente a sus costos de operación, ya que usan reactivos caros y van asociados a un alto consumo energético. Otro aspecto a considerar es que durante los procesos de eliminación de contaminantes orgánicos mediante PAO, se generan intermediarios de transformación cada vez más resistentes al ataque de los radicales, que dificultan una degradación completa por vía química. Por todo ello, la investigación actual se centra en el desarrollo de

estrategias para reducir los costes de los procesos, principalmente en la integración de los PAO con otras técnicas de tratamiento o en el uso de la energía solar como fuente de radiación en los procesos fotoquímicos. Las combinaciones posibles se resumen en tres categorías fundamentales [9]: (i) combinación de varios PAO, (ii) combinación de PAO y tratamiento físico-químico convencional, y (iii) combinación de PAO y tratamiento biológico. De las tres combinaciones, la que se ha demostrado más exitosa es la tercera y, por lo tanto, se comentará con más detalle.

Los primeros estudios sobre la combinación de PAO y tratamientos biológicos datan de principios de los años 1990 y, a partir de ese momento, el interés por estos sistemas integrados ha aumentado considerablemente. Dentro de las combinaciones estudiadas, la opción más investigada ha sido el uso de un PAO como pretratamiento capaz de mejorar la toxicidad y biodegradabilidad del agua residual inicial [10]. En este caso, durante el proceso de oxidación se generan productos de transformación más biodegradables que los contaminantes iniciales y susceptibles, por lo tanto, de ser tratados mediante un tratamiento biológico convencional. No obstante, en ciertos casos, los PAO también pueden emplearse como etapa de pulido tras un tratamiento biológico como alternativa más económica. En determinadas circunstancias, los efluentes industriales contienen una elevada fracción de sustancias biodegradables y, además, los compuestos refractarios presentes no son excesivamente tóxicos para los lodos activos. En este contexto, sería más adecuado aplicar una etapa biológica previa donde podrían eliminarse de manera más eficiente todos los compuestos biodegradables, reduciendo así el consumo de reactivos y el tiempo de tratamiento en la fase de oxidación química [11]. En cualquier caso, el objetivo es el diseño de un tratamiento integrado adecuado que minimice los costes del proceso global. Dado que los PAO son mucho más costosos que los tratamientos biológicos, la clave está en reducir el tiempo de tratamiento y el consumo de reactivos en el PAO manteniendo la capacidad del sistema para descontaminar el agua de manera efectiva.

La metodología para realizar un diseño correcto de un sistema integrado para tratamiento de aguas residuales industriales se puede sintetizar en los siguientes pasos, recogidos de manera metodológica en la figura 3: caracterización del agua

residual, elección del tratamiento adecuado (solo PAO, solo BIO, PAO-BIO, BIO-PAO), desarrollo de la estrategia de combinación (en caso de que la opción escogida sea PAO-BIO o BIO-PAO), estudios cinéticos en planta piloto tanto de los procesos individuales como del combinado, desarrollo de un modelo del proceso integrado propuesto, estudio de viabilidad económica del proceso y diseño de las instalaciones.

La caracterización del agua residual debe ser lo más completa posible y debe permitir determinar si se requiere de un tratamiento específico o si el agua sería tratable en un sistema biológico convencional. Para ello, es necesario determinar COT, DQO, biodegradabilidad y toxicidad de la muestra original. Otros parámetros que se deben conocer son la concentración de los contaminantes presentes en el agua, así como su volatilidad y solubilidad, características relevantes a la hora de diseñar un PAO. En caso de que se pretenda combinar un PAO con un proceso biológico, se debe también considerar la cantidad inicial de nutrientes, nitrógeno y fósforo.

Una vez que se dispone de la caracterización del agua, se debe seleccionar la estrategia adecuada de tratamiento. A continuación, se detallan las posibles alternativas considerando el tipo de agua a tratar (ver figura 3) y, en cualquier caso, se debe asegurar que la calidad del efluente final cumpla los requisitos legales: i) aguas biodegradables no tóxicas que contengan algún compuesto biorrecalcitrante deberán abordarse mediante tratamiento biológico con un posterior PAO como etapa de pulido; (ii) aguas no biodegradables tóxicas con elevada carga orgánica ($COT > 100$ mg/L) deberán abordarse mediante PAO seguido de un proceso biológico; (iii) aguas no biodegradables tóxicas con baja carga orgánica ($COT < 100$ mg/L) deberán abordarse con tratamiento único mediante PAO (y, para asegurar la completa descontaminación del agua, verse finalmente en el sistema de saneamiento municipal); (iv) aguas no biodegradables y no tóxicas con baja carga orgánica que no cumplen los requisitos legales ($COT < 100$ mg/L) deberán abordarse con tratamiento único mediante PAO; (v) aguas no biodegradables y poco tóxicas con baja carga orgánica ($COT < 100$ mg/L) que cumplen los requisitos legales podrán verse directamente.

El desarrollo de la estrategia de combinación (en caso de que la opción escogida sea PAO-BIO o BIO-PAO) debe hacerse mediante un seguimiento detallado de la evolución de ciertos

parámetros a lo largo de ambos procesos, con el fin de determinar el punto óptimo para realizar la integración. Los más importantes son: COT, DQO, concentración de los contaminantes orgánicos y COT, concentración de iones inorgánicos, toxicidad (al menos *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* y respirometría con fangos activos) y biodegradabilidad (al menos alguno de los siguientes: DBO/DQO, el método de Zahn-Wellens y la respirometría con lodos activos). Tras un pretratamiento mediante PAO, el agua se considera susceptible de ser tratada en un proceso biológico convencional siempre que: (i) haya aumentado la biodegradabilidad y disminuido la toxicidad del agua residual como consecuencia de la eliminación tanto de los compuestos iniciales como de sus intermedios de transformación tóxicos y/o persistentes, (ii) ausencia de reactivos empleados en el PAO que puedan ser perjudiciales para el lodo activo (H_2O_2 , O_3 , etc.) y (iii) pH adecuado a la biomasa.

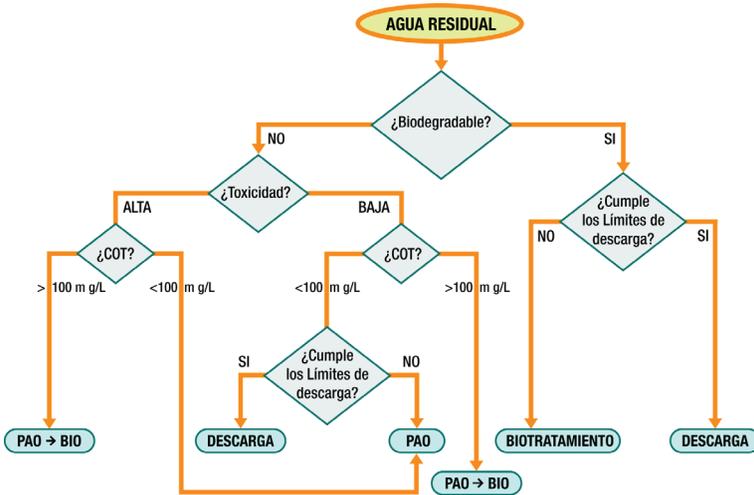


Figura 3. Diagrama de decisión para definir la estrategia más adecuada para el tratamiento de aguas residuales mediante biotratamiento, PAO o combinación de ambos. Fuente: Elaboración del autor.

La estrategia de combinación escogida debe ser verificada experimentalmente a través del estudio cinético en planta piloto tanto de los procesos individuales como del combinado. No basta con realizar ensayos de toxicidad y biodegradabilidad en el laboratorio, sino que hay que corroborar los resultados en un

biorreactor para estudiar el comportamiento del lodo en un proceso equivalente a uno real. Con esto ya se podrá acometer el diseño integrado de un modelo, teniendo en cuenta la estrategia de operación determinada y un análisis de costos del proceso combinado. Con toda la información disponible, se podría proceder al diseño de una instalación real para tratamiento de aguas residuales persistentes a escala industrial. Esta estrategia de diseño ha sido aplicada en diferentes ocasiones por el equipo de trabajo del autor [12, 15].

2.3. PAO aplicado a microcontaminantes de preocupación emergente

El término microcontaminante es una forma de englobar todos los contaminantes que podemos encontrar en las aguas en concentraciones de $\mu\text{g/L}$ o menor, sean contaminantes que estén o no regulados. Aunque la legislación es cada vez más restrictiva, fuera de ella quedan la mayoría de los compuestos que podemos encontrar en vertidos y en aguas naturales en esta concentración. Los que no están regulados se denominan “de preocupación emergente” y pueden provenir de diferentes fuentes. Muchos de ellos provienen de la producción en masa de materiales y/o productos básicos para el uso humano [16]. En la tabla 1 se muestran las principales fuentes de estos contaminantes. Durante los últimos 30 años, la química analítica ambiental, y por consiguiente la legislación, se ha centrado en los «contaminantes convencionales», principalmente plaguicidas, productos químicos industriales, metales pesados, etc. Aunque estos contaminantes representan una gran amenaza para el medio ambiente cuando son liberados, solo representan un pequeño porcentaje de los productos químicos que se pueden llegar a detectar hoy en día en el medio ambiente [17]. De todos los medios acuosos, en especial, los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales municipales (EDAR) muestran una presencia de microcontaminantes cada vez es más elevada y presentes en todas ellas. Gracias al desarrollo de técnicas de análisis avanzado, como cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS y GC-MS/MS) y cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS, LC-TOF/MS, LC-MS/MS), que poseen una elevada resolución, se pueden detectar estas nuevas sustancias orgánicas y sus metabolitos en muestras ambientales y en concentraciones extremadamente bajas hasta de pg/L [18, 19].

CATEGORÍA	SUBCATEGORÍA	FUENTE
Productos farmacéuticos	Anticonvulsiantes, antibióticos, β -bloqueantes, estimulantes, reguladores lipídicos, etcétera	Agua residual doméstica (excreción humana), efluentes de hospitales, escorrentías de desechos animales y acuicultura
Productos de higiene personal	Fragancias, desinfectantes, filtros solares, repelente de insectos	Agua residual doméstica (higiene personal), escorrentías de desechos animales y acuicultura
Hormonas	Estrógenos	Agua residual doméstica de ganadería (excreción humana y animal), escorrentías de desechos animales y acuicultura
Productos químicos	Retardadores de llama, sustancias plastificantes	Agua residual doméstica
Plaguicidas	Insecticidas, herbicidas y fungicidas	Agua residual doméstica (limpieza, escorrentías de jardines, césped y carreteras), actividad agrícola
Agentes tensioactivos	Detergentes y otros agentes tensioactivos no iónicos	Agua residual doméstica e industrial

Tabla 1. Fuentes de microcontaminantes en el ambiente.

La descarga de los efluentes de EDAR en aguas superficiales se considera como una de las causas principales de la presencia de microcontaminantes en las mismas en comparación con otras fuentes, junto con efluentes de hospitales y de las actividades agropecuarias. Los efluentes de EDAR son sometidos a diversos grados de atenuación natural, por ejemplo, dilución, adsorción sobre sólidos suspendidos y sedimentos, fotólisis directa o indirecta y biodegradación aeróbica. Por ello, en las aguas naturales, se encuentran contaminantes en niveles de menor magnitud que los encontrados en los efluentes de

EDAR, industrias y hospitales [20]. En general, la presencia de microcontaminantes en los cuerpos de aguas naturales es más frecuente en las regiones con mayor densidad de población debido al uso masivo de productos químicos por la población. La presencia de microcontaminantes es debida, principalmente, a la descarga de los efluentes de EDAR y, por lo tanto, es pertinente realizar tratamientos terciarios o avanzados para la eliminación de estos microcontaminantes.

De entre todos los PAO, el proceso foto-Fenton (fotocatálisis homogénea) se encuentra entre los más estudiados para el tratamiento de efluentes de EDAR [21]. En los últimos años, y enfocando el tratamiento de foto-Fenton solar a la degradación de microcontaminantes en efluentes de EDAR en baja concentración, las condiciones de operación del proceso no necesitan ser tan agresivas (elevada concentración de Fe y pH alrededor de 3) como para el tratamiento de aguas residuales industriales o efluentes de alta carga orgánica. Con bajas concentraciones de hierro y de peróxido de hidrógeno inicial se consiguen altas tasas de degradación [22, 23]. El ahorro en los reactivos principales (hierro y peróxido de hidrógeno) permite reducir en costos de operación del proceso. Otro de los costos importantes del tratamiento es la etapa de acidificación necesaria para llevar el efluente a un valor de pH menor de 3, además de la necesidad de una etapa de neutralización al final del tratamiento. Por ello, operar foto-Fenton a pH cercano a la neutralidad puede ser también un gran ahorro en costos y es un tema ya explorado por la comunidad científica [24]. El uso de complejantes artificiales del Fe, como citrato, oxalato o ácido etilenediamino-N,N'-di-succínico (EEDS), es considerado como eficiente para mejorar el proceso de foto-Fenton al favorecer la reducción de Fe(III) a Fe (II) y mantener el Fe en disolución a pH cercano a la neutralidad [25]. Se ha demostrado que muchos de estos procesos ocurren de manera natural basados en componentes de las aguas naturales como ácidos húmicos, tánicos, gálicos, etc. [26] que pueden ser empleadas como fotocatalizadores, aunque su aplicación principal es como agente secuestrante de hierro. Algunos trabajos recientes han indicado que estos compuestos pueden formar complejos de hierro fotoquímicamente activos a pH suave [24].

Bibliografía

- [1] **AEMA, Fresh water quality - SOER (2010)**. Thematic assessment in: The European environment — state and outlook 2010, State of the environment report, European Environment Agency, <http://www.eea.europa.eu/soer/europe/freshwater-quality> (accedido en noviembre de 2016).
- [2] **UNEP (2011)**. Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth — A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. Nairobi, United Nations Environment Programme.
- [3] **EEA (2009)**. “Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought”, en: *EEA Report* N° 2. Copenhagen, European Environment Agency.
- [4] **Gogate, P. R. y Pandit, A. B. (2004)**. “A review of comparative technologies for wastewater treatment. I: oxidation technologies at ambient conditions”, *Advances in Environmental Research* 8, pp. 501-551.
- [5] **Oller, I.; Malato, S. y Sánchez-Pérez, J. A. (2011)**. “Combinación de advanced oxidation processes and biological treatments for waste water decontamination- A review”, *Science of the Total Environment* 409, pp. 4141-4166.
- [6] **Malato, S. et al. (2009)**. “Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends”, *Catalysis Today* 147, pp. 1-59.
- [7] **Malato, S. et al. (2002)**. “Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview”, *Applied Catalysis B: Environmental* 37, pp. 1-15.
- [8] **Blanco, J. et al. (2000)**. “Compound parabolic concentrator technology development to commercial solar detoxification applications”, *Solar Energy*, 67(4-6), pp. 317-330.
- [9] **Malato, S. et al. (2016)**. “Process Integration. Concepts of Integration and Coupling of Photocatalysis with Other Processes”, *Photocatalysis: Applications. RSC Energy and Environment*

Series 15, The Royal Society of Chemistry, pp. 157-173,

[10] Mantzavinos, D. y Psillakis, E. (2004). "Enhancement of biodegradability of industrial wastewaters by chemical oxidation pre-treatment", *Journal Chemical Technology Biotechnology* 79, pp. 431-454.

[11] Sirtori, C. et al. (2009). "Solar photo-Fenton as finishing step for biological treatment of a real pharmaceutical wastewater", *Environmental Science and Technology* 43, pp. 1185-1191.

[12] Oller, I. et al. (2007). "Detoxification of wastewater containing five common pesticides by Solar AOPs-Biological coupled system", *Catalysis Today* 129, pp. 69-78.

[13] Sirtori, C. et al. (2009). "Decontamination industrial pharmaceutical wastewater by combining solar photo-Fenton and biological treatment", *Water Research* 43, pp. 661-668.

[14] Zapata, A. et al. (2010). "Scale-up strategy for a combined solar photo-Fenton/biological system for remediation of pesticide-contaminated water", *Catalysis Today* 151, pp. 100-106.

[15] De Torres-Socías, E. et al. (2015). "Detailed treatment line for a specific landfill leachate remediation. Brief economic assessment", *Chemical Engineering Journal* 261, pp. 60-66.

[16] Luo, Y. et al. (2014). "A review on the occurrence of micro-pollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment", *Science of the total Environment* 473-474, pp. 619-641.

[17] Agüera, A.; Martínez Bueno, M. J. y Fernández-Alba, A. R. (2013). "New trends in the analytical determination of emerging contaminants and their transformation products in environmental waters", *Environmental Science and Pollution Research* 20, pp. 3496-3515.

[18] Robles-Molina, J. et al. (2010). "Determination of organic pollutants in sewage treatment plant effluents by gas chromatography high-resolution mass spectrometry", *Talanta* 82, pp. 1318-1324.

[19] Kosma, C. I.; Lambropoulou, D. A. y Albanis, T. A. (2014). "Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: Occurrence, removal and environmental risk assessment", *Science of the Total Environment* 466-467, pp. 421-438.

[20] Gros, M.; Petrović, M. y Barcelo, D. (2007). "Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro river basin (northeast Spain)", *Environmental and Toxicological Chemistry* 26, pp. 53-62.

[21] Klammerth, N. *et al.* (2013). "Photo-Fenton and modified photo-Fenton at neutral pH for the treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plant effluents: a comparison", *Water Research* 47, pp. 833-840.

[22] Klammerth, N. *et al.* (2012). "Treatment of Municipal Wastewater Treatment Plant Effluents with Modified Photo-Fenton As a Tertiary Treatment for the Degradation of Micro Pollutants and Disinfection", *Environmental Science Technology* 46, pp. 2885-2892.

[23] Prieto-Rodríguez, L. *et al.* (2013). "Solar photo-Fenton optimization for the treatment of MWTP effluents containing emerging contaminants", *Catalysis Today* 209, pp. 188-194.

[24] De la Cruz, N. *et al.* (2012). "Degradation of 32 emergent contaminants by UV and neutral photo-Fenton in domestic wastewater effluent previously treated by activated sludge", *Water Research* 46, pp. 1947-1957.

[25] Wu, Y. *et al.* (2014). "Fe(III)-EDDS complex in Fenton and photo-Fenton processes: from the radical formation to the degradation of a target compound", *Environmental Science and Pollution Research* 21, pp. 12154-12162.

[26] Indounla, J. y Pulgarin, C. (2014). "Evaluation of the efficiency of the photo Fenton disinfection of natural drinking water source during the rainy season in the Sahelian region", *Science Total Environment* 493, pp. 229-240.

Lopardo, Raúl Antonio. "Agua, energía y ambiente: un desafío para el desarrollo sostenible"

RESUMEN

Existe una interconexión muy fuerte entre agua y ambiente, por una parte, y agua y desarrollo, por la otra, ambas de características opuestas. La protección de la población y no solo el mejoramiento, sino también el mantenimiento de su nivel de vida, necesitan obras de ingeniería del agua, en particular de producción de energía limpia de bajo costo en gran escala que, como es sabido, pueden perturbar el equilibrio ecológico, altamente sensible. En general se ha demonizado, no siempre con razón, la construcción de "grandes presas" sin hacer mención de que países con la más elevada calidad ambiental utilizan esa fuente para la generación de energía eléctrica.

En el futuro inmediato, tanto para obras hidráulicas importantes como también para las pequeñas hay que estimular los estudios cuantitativos serios acerca de la incidencia sobre el ambiente y apuntalar, de ese modo, con cálculos concretos el discurso sobre la temática ambiental. Por ello, ante los dramáticos cambios que se producen en los campos tecnológico, económico y social en el mundo, resulta necesario introducir alteraciones conceptuales en la formación de los ingenieros, incorporando desde el inicio los factores ambientales como elementos indispensables a tener en cuenta en cada obra de infraestructura propuesta para el desarrollo social.

Palabras clave: *Agua; energía; ambiente; educación; presas.*

ABSTRACT

There exists a close interconnection between water and environment on the one hand, and water and development on the other, presenting opposite characteristics in each case. In order to protect the population and to achieve not only the improvement but also the maintenance of their standard of living, it is necessary to carry out works of water engineering, particularly the large-scale production of clean energy at a low cost; as it is known, this kind of works are capable of disrupting the extremely fragile balance of nature.

The construction of large dams has generally —though not always rightfully— been condemned, but there is usually no mention of the fact that countries that are ranked highest in environmental quality use that source for the generation of electric power.

Major and minor hydraulic projects require that, in the near future, reliable quantitative research on their impact be promoted in order to underpin the discourse on environmental issues with accurate calculations. Consequently, in the face of the dramatic changes occurring worldwide in the fields of technology and economic and social sciences, it is necessary to introduce conceptual changes in the training of engineers through the inclusion, from the very beginning, of environmental factors as key elements that should be considered in every infrastructure project aimed at social development.

Key words: *Water; Energy; Environment; Education; Dams.*

Agua, energía y ambiente: un desafío para el desarrollo sostenible

Raúl Antonio Lopardo¹



1. Introducción

La energía hidroeléctrica es la energía limpia y renovable más utilizada que hoy puede reemplazar los combustibles fósiles, aún para generación de grandes potencias y considerarse la energía primaria más eficiente para la producción de electricidad. Sin embargo, diversos motivos la han alejado sistemáticamente de su elección como alternativa válida para etapas como la de las últimas dos décadas en Argentina, que ahora debe hacer frente a limitación de reservas de combustibles fósiles en plazos muy cortos.

En el pasado se consideraba que los servicios de hidroelectricidad, irrigación, suministro de agua, y control de inundaciones eran suficientes para justificar las importantes inversiones que se realizaban para la construcción de presas. Sin embargo, opositores a estas obras señalan hoy sus impactos adversos, como la carga del endeudamiento, los sobrecostos, el desplazamiento de personas, la destrucción de ecosistemas y recursos pesqueros, la inequitativa distribución de costos y beneficios y hasta el incremento de la corrupción.

Es necesario revalorizar ante la opinión pública la importancia de un adecuado plan de fortalecimiento hidroeléctrico, siempre que se inscriban las obras dentro del criterio universalmente aceptado de desarrollo sustentable, asignando costos a sus impactos, asegurando

¹Instituto Nacional del Agua, Argentina. rlopardo@ciudad.com.ar.

las medidas de mitigación y control y difundiendo adecuadamente, a conocimiento de la sociedad en tiempo y forma, los alcances, beneficios y eventuales problemas de cada proyecto.

2. Pasado y presente de la energía hidroeléctrica

Desde la más remota antigüedad, la cultura y el desarrollo integral de los pueblos estuvieron indisolublemente atados a las obras que permitían la utilización del agua para beneficio de la sociedad. Egipto y Asia Menor son fieles reflejo de esas afirmaciones, llegando a materializar presas de derivación, control y preservación de grandes cursos fluviales, que de construirse hoy muy probablemente estarían expuestas a severas críticas de los medios masivos de comunicación y ciertas organizaciones no gubernamentales.

Ya en el Antiguo Testamento (texto hebreo, Dos Reyes, 20, 20) se puede leer que “el resto de la historia de Ezequías, todo su poderío y que construyó el embalse y el acueducto y trajo el agua a la ciudad ¿Acaso no está todo escrito en el libro de las Crónicas de los reyes de Judá?”, haciendo mención a las grandes obras para Jerusalén durante el mandato del rey Ezequías, de 725 a 697 años antes de Cristo [1]. Luego, es posible decir que desde que el hombre ha comenzado su evolución y desarrollo social, la energía del agua, su control y aprovechamiento han estado ligados indisolublemente a su destino.

Las presas intentan satisfacer demandas de desarrollo económico y social, tales como generación eléctrica, irrigación, control de inundaciones y suministro de agua, además de otros beneficios menos relevantes. Antes se consideraba que estos servicios eran suficientes para justificar las importantes inversiones que se realizaban para la construcción de estas grandes estructuras, y a menudo se citaban también otros beneficios, como el impacto de la prosperidad económica en una región debido a las nuevas cosechas múltiples, la electrificación rural, el efecto turístico de los embalses y la expansión de infraestructuras físicas y sociales como carreteras y escuelas. Los beneficios se consideraban evidentes, y cuando se los comparaba con los costos de construcción y operación, en términos económicos y financieros, parecían justificar que las presas eran la alternativa de generación eléctrica más competitiva.

Sin embargo, la relación costo-beneficio se convirtió en una preocupación, debido a la creciente exposición pública de resultados y consecuencias de algunas obras. Existe una muy fuerte interconexión entre agua y ambiente, por una parte, y agua y desarrollo, por la otra, ambas de características opuestas. La protección de la población y no solo el mejoramiento sino el mantenimiento de su nivel de vida, necesitan obras de ingeniería del agua, en particular de producción de energía limpia de bajo costo en gran escala, que como es sabido pueden perturbar el equilibrio ecológico, altamente sensible.

Las consecuencias de obras mal diseñadas y la fuerte influencia de organizaciones no gubernamentales –no siempre independientes– han convertido los impactos de las presas sobre la gente, las cuencas y los ecosistemas, así como sus resultados económicos, en un debate global. Sin embargo, el fin que debe alcanzar cualquier proyecto de generación eléctrica es mejorar de un modo sustentable el bienestar humano, es decir, producir un avance significativo en el desarrollo sobre una base que sea viable económicamente, socialmente equitativa y ambientalmente sustentable. Por lo tanto, si la construcción de una gran presa es el mejor modo de alcanzar este objetivo, merecería ser apoyada [2].

Resulta interesante destacar que, a pesar de las críticas ecologistas, los países centrales, incluyendo los de más alta calidad de vida y atención del ambiente, han aprovechado sus recursos hídricos para la generación de energía eléctrica hasta prácticamente el máximo disponible. En Europa ya casi no se encuentran sitios razonables para la construcción de presas. Noruega, que también cuenta con enormes reservas de petróleo, consume combustibles fósiles apenas para el 2,6% de su matriz energética eléctrica, y las plantas hidroeléctricas generan el 91,1% de la misma. En Canadá, sus grandes cursos de agua permiten la generación del 57% de la energía. En Suecia, casi la mitad de la producción de energía se basa en centrales hidroeléctricas, y un 15% en otras fuentes renovables. Argentina utiliza 59% de energía térmica y solo 33% de hidroeléctrica.

En general se ha demonizado, no siempre con razón, la construcción de “grandes presas” llegando a sorprendentes generalizaciones que, debido a su incoherencia, hacen imposible un debate racional. Por ejemplo, se adjudica a los embalses un impacto negativo por la pérdida de bosques. En el caso de la Argentina, la suma de hectáreas de bosques nativos que

pueden haberse sumergido en todos los embalses del país es absolutamente irrelevante en comparación con la deforestación de esas especies por la tala indiscriminada de más de un siglo y por el avance de la soja en los últimos años. Respecto de la pérdida de la biodiversidad acuática y los recursos pesqueros, es interesante observar que nada se dice numéricamente de este efecto en relación con la acción depredadora de la pesca masiva de especies como la merluza, el calamar y la eliminación de especies no comerciales que ingresan a las artes de pesca. En opinión del autor, la cuantificación es uno de los más relevantes aspectos que poco aparecen en las discusiones sobre impactos ambientales.

Es usual utilizar para el análisis de impactos negativos los proyectos ejecutados con anterioridad a la década de 1970, cuando las obras de infraestructura se materializaban sin contemplar la totalidad de los aspectos ambientales y sociales asociados. En la actualidad, la definición de una presa involucra necesariamente cumplir con los preceptos del desarrollo sustentable, considerando especialmente la disciplina ambiental, asignando costos a los impactos y proponiendo las medidas de mitigación adecuadas.

La Comisión para la Cooperación Ambiental elaboró hace más de quince años un informe en el que se analizaban los datos presentados a los gobiernos de Canadá y los Estados Unidos del muestreo de 21.254 plantas que monitorean sus emisiones de productos químicos, incluidos cancerígenos y neurotóxicos en aire, suelo y agua. Se expresa que cuarenta y seis de los cincuenta mayores contaminadores de América del Norte fueron durante ese año las centrales eléctricas de combustible fósil, que en su conjunto generaron 340.000 toneladas de emisiones tóxicas. Los ácidos clorhídrico y sulfúrico son los productos químicos más comunes emitidos por la quema de carbón y petróleo. Esas centrales son también responsables del 64% de todas las emisiones al aire de mercurio [3].

Por otra parte, para muchos países en vías de desarrollo, la energía hidráulica es el único recurso energético natural de que disponen. Las centrales hidroeléctricas producen más de dos millones de GWh al año, lo cual representa el 20% de la producción mundial de electricidad y aproximadamente el 7% de la producción mundial de energía. Aun contando con las hipótesis más pesimistas, el potencial de energía hidráulica explotable en el mundo es seis veces superior. Además, a menudo

la hidroelectricidad financia otros aprovechamientos que son beneficiosos también para la sociedad. Si se toma en consideración la situación energética actual de la Argentina, se asume un moderado optimismo en cuanto a crecimiento y, por otra parte, se observa su extrema debilidad ante factores que no gobiernan el país. Parece poco razonable no considerar, al menos como alternativa de estudio, con todas las mitigaciones de impacto posibles, la utilización en gran escala de energía hidroeléctrica.

3. Impactos ambientales en grandes presas de embalse

En una reciente publicación [4] fue mencionado el contradictorio caso de la presa de Asuán, sobre el río Nilo, que fuera condenado en la década de 1960 por los medios de comunicación populares y las publicaciones de divulgación. Se alegaban muchas razones, tales como la pérdida de pesca en el Mediterráneo, la expansión de la esquistosomiasis, la salinización de las tierras que serían irrigadas, la erosión de las orillas y lecho del Nilo aguas abajo de la presa, la reducción de la fertilidad en el valle debida a la ausencia de los depósitos de limo y la erosión costera del Delta del Nilo, en su salida al Mediterráneo.

Sin embargo, poco se relacionó la obra con una destacada planificación de rescate histórico y cultural, con el aporte de la comunidad internacional, especialmente de UNESCO. Al inundarse el valle de Abu Simbel, fue necesario trasladar piedra por piedra los dos inmensos templos rupestres de Ramsés II, que se estaban deteriorando significativamente antes de que se proyectara la obra.

En el año 1993, tras aproximadamente treinta años de funcionamiento de la obra, el Dr. Mahmoud Abu-Zeid, presidente del Centro de Investigaciones Hídricas de Egipto y reconocido investigador en la especialidad, publicó una evaluación de los efectos ambientales y sociales de la presa de Asuán [5]. Allí expuso que la presa permite almacenar el doble del caudal medio anual del Nilo, es decir que el hombre hoy controla casi totalmente su régimen, lo que salvó a Egipto de los estragos de las crecidas de 1964, 1975 y 1988 (que hubieran producido muertes y calamidades sin su presencia) y de los efectos posiblemente aún más catastróficos de nueve años de sequía, a partir de 1979. El citado experto no alcanza a imaginar cómo hubiera podido sobrevivir su país ese período sin la presa, con una

población de 58 millones de habitantes y una elevada tasa de crecimiento. Entre los impactos positivos de la presa, citó a esa fecha el incremento de su superficie irrigada en unas 500.000 hectáreas y la producción del 30% de la energía eléctrica total del país. Prestando atención a las observaciones negativas que se planteaban antes sobre la obra, Abu-Zeid informó que mediante adecuados sistemas de drenaje sobre casi dos millones de hectáreas se ha disminuido la salinización prevista, y la productividad de la agricultura ha mejorado en al menos 15%, a pesar de la retención de limos. El citado investigador destacó que la pesca en el Mediterráneo oriental efectivamente decayó en un principio por la influencia de la presa, pero ya en 1993 se había recuperado. Los análisis previos estimaban que en 25 años debían alcanzarse descensos del orden de 3 metros por erosión en el lecho del Nilo aguas abajo de la obra, pero las mediciones de treinta años después indicaron que es inferior a 25 centímetros. Es interesante destacar que la tasa de esquistosomiasis ha venido disminuyendo en la zona, pasando del 48% en 1955 (sin obra) al 5% en el año 2000 [5].

El impacto negativo efectivamente comprobado ha sido la erosión costera del Delta del Nilo, que en realidad comenzó en 1898 con la construcción de la primera presa baja en Asuán [6]. Es evidente que el “Plan General de Protección Costera”, cuya finalidad fue adoptar las medidas adecuadas para evitar o minimizar este impacto negativo, debió haber sido previsto con suficiente anterioridad. A pesar de este último aspecto, los aportes de Asuán al desarrollo general de Egipto, según quien fuera “Senior Advisor” del Director Ejecutivo del Programa de las Naciones Unidas sobre el Ambiente (UNEP, por sus siglas en inglés) por diecinueve años, merecen ser firmemente destacados [6].

Más recientemente, la República Popular China ha construido sobre el río Yangtse la famosa presa de las Tres Gargantas (Three Gorges Dam), de 183 metros de altura y un caudal de diseño de 102.500 m³/s (algo así como 8% mayor que el caudal de diseño del Paraná para la presa de Yacyretá). Es el proyecto de retención de agua más grande del mundo, equivalente a dos veces Itaipú (Brasil-Paraguay) y tiene por objetivos fundamentales el control de inundaciones, la generación hidroeléctrica (18,2 millones de kilowatts) y el desarrollo de la navegación, a través de esclusas. Su embalse cubre 17.000 hectáreas de tierras de laboreo, y ha sido necesario reubicar más de un millón de personas (equivalente al 4% de los habitantes de la ciudad

de Chongqing, una de las ciudades próximas). También se han alterado los extensos bosques de la región.

Por otra parte, China es un país de una superficie de 9.600.000 km², lo que implica ser el tercer país del planeta en ese aspecto. Sin embargo, lidera en el mundo en cuanto a su población, ya que cuenta en la actualidad con 1374 millones de habitantes. Ante esa situación demográfica, la demanda de agua (según estimaciones del Banco Mundial) crecerá en un 60% cada diez años. China presenta muy baja capacidad de respuesta ante posibles desastres de origen hídrico, pues el 70% de las ciudades y el 50% de los mayores terraplenes de protección no alcanzan las normas usuales de control de inundaciones, posee una muy irregular distribución espacial y temporal de los recursos hídricos (el sur por exceso y el norte por defecto) y basa su producción energética en centrales altamente contaminantes. En tal sentido, los 98,8 millones de MWh producidos durante el año 2014, que superan en 10 millones la energía producida por la presa de Itaipú, equivalen a ahorrar 49 millones de toneladas de carbón, que sigue siendo la principal fuente de energía en China, y evitar la emisión al ambiente de 100 millones de toneladas de dióxido de carbono (CO₂). Sin embargo, no sería correcto dar opinión sobre los posibles impactos positivos y negativos de una obra de tal envergadura para quien solo ha tomado algunos modestos conocimientos de los aspectos vinculados con factores de hidráulica estructural y escasamente ha leído las opiniones controvertidas sobre temas ambientales. Esas opiniones parecen en todos los casos lamentablemente influidas por dos visiones muy discutibles: la de los “beneficiarios” en las inversiones de infraestructura, que minimizan la importancia de los aspectos ambientales, y la de los fundamentalistas ultraecologistas, que olvidan por su interés mediático y el aporte de sus *sponsors* que el ambiente incluye el medio social, que tiene relación con la calidad de vida del ser humano. En ambos casos no se dan valores ciertos para cuantificar los parámetros que intervienen o se omiten cifras inconvenientes a las conclusiones que se pensaron de antemano [7].

En la República Argentina, en el período 1992-2013, la demanda de energía anual se incrementó a un ritmo de 4,26%, por lo que se triplicó la generación térmica convencional y solo se duplicó la hidroeléctrica. Específicamente, para el año 2013 la contribución térmica tuvo un aporte del 63,91%, la hidráulica del 31,07% y la nuclear de 4,42%, a pesar de que se poseen

recursos hidráulicos importantes no aprovechados a la fecha [8]. Si bien se han construido algunas obras en el lapso señalado, la contribución más importante en ese período ha sido motivada por la elevación de la cota del embalse de Yacyretá, para llevarlo a su condición de proyecto original, para la que las turbinas fueron diseñadas y las obras de descarga fueron verificadas. Ese aumento de nivel fue importante, debiéndose recordar que un incremento del salto entre el embalse y aguas abajo es directamente proporcional a la energía generada. Sin embargo, hubo una marcada oposición con fuerte respaldo pseudocientífico, que creía haber demostrado la presencia de las filtraciones desde el embalse de la presa hacia la Laguna Iberá. Ello fue descartado por especialistas provenientes de organismos científicos serios de la Argentina y, en la actualidad, obviamente verificado por la realidad, ya que afortunadamente el embalse fue llevado a su cota final. La mala información, los intereses de sectores locales y el fundamentalismo ecologista tuvieron activa participación en haber demorado un poco más la culminación de esta obra.

La Argentina debe rápidamente dar un ejemplo de sentido común y replantear la factibilidad ambiental de obras hidroeléctricas de enorme importancia, como la del río Paraná en Corpus, (que con un adecuado cambio de traza no es cierto que inunde las tierras de Misiones y menos las ruinas de San Ignacio) y las obras de Chihuidos en el río Neuquén, que además de aspectos energéticos son vitales para la seguridad de los habitantes de las importantes poblaciones de aguas abajo. Ellas deberían sumarse a las importantes inversiones para la construcción de presas sobre el río Santa Cruz (Kirchner y Cepernik), sobre el río Grande de Mendoza (Portezuelo del Viento), sobre el río Tunuyán (complejo Los Blancos) y sobre el río Uruguay (Garabí y Panambí) estas últimas en conjunto con Brasil. Obviamente, en todos estos casos, será necesario tanto su verificación y optimización hidráulica como así también de su verificación de carácter ambiental.

Es menester confesar que gran parte de las obras hidráulicas argentinas, muy especialmente las de mediano y menor porte, vinculadas al control de crecidas y derivación para riego, fueron construidas con anterioridad o durante el desarrollo de las teorías hidrológicas modernas que permiten evaluar con cierto grado de certeza una adecuada "crecida de diseño". Simultáneamente, el diseño hidráulico de esas estructuras fue efectuado con las mejores técnicas disponibles en su momento, sobre la

base de una “hidráulica de los valores medios”, superada desde la década de 1970 a partir de la introducción de técnicas para una “hidráulica de los valores instantáneos”, especialmente relevante para el caso de los aliviaderos de crecidas [9]. En virtud de lo expuesto, se considera oportuno proponer una adecuada y progresiva revisión de las condiciones de diseño hidrológico e hidráulico de los aliviaderos argentinos. A efectos de lograr un enfoque más amplio y una mayor atención de las autoridades, podría sumarse a esta propuesta la influencia eventual de los procesos debidos al cambio climático global.

Por otra parte, es interesante destacar que el riesgo en las grandes obras está en general adecuadamente analizado, pero en las obras menores, cuya destrucción puede resultar también catastrófica para vidas humanas y economías regionales, resulta prácticamente desconocido. A ellas no apuntan en general las críticas, pues no tienen prensa masiva.

4. La formación de profesionales para el futuro

Desde hace ya varios años se viene produciendo una toma de conciencia a nivel mundial, referida a la necesidad de resguardar el planeta de la inminente degradación ambiental. Tal actitud ha comenzado a tener efecto en países pioneros en la materia, tendiendo a rever conductas pasadas y a iniciar estudios sistemáticos de todos los proyectos de desarrollo. Es por ese motivo que en los claustros universitarios definir la mejor manera de formar profesionales capacitados para las diversas actividades que plantean esos estudios ambientales es tema actual de debate.

La característica más saliente de los estudios ambientales es que requieren una interrelación fluida de especialistas de varias disciplinas, *a priori* de difícil compatibilidad. Es por ello que se habla de “grupos transdisciplinarios”, que implican mucho más que la acción individual de personas que ponen en juego los conocimientos de su especialidad independientemente del resto. En efecto, se trata de que, con base en un objetivo común, cada profesional haga su aporte procurando comprender y compatibilizar las posiciones de todos. Para ello, si se desea dotar al país de una matriz energética racional hay una única salida: debemos formar ingenieros para el desarrollo sustentable.

El desarrollo sustentable ha de ser visto como el inevitable corolario de la cultura de la sustentabilidad, que es un nuevo

paradigma emergente de relaciones entre los humanos entre sí y con su entorno. Supone un cambio de mentalidad y de objetivos socioecológicos muy considerable, con una subsiguiente rejerarquización de valores. La sustentabilidad es un laborioso proceso de cambios pactado, un camino hacia un objetivo asintótico, dotado de nuevos códigos de conducta.

En primera instancia, la tecnología deben ser compatibilizada con el ambiente, por lo que la ingeniería adquiere una participación evidente en su relación con el medio. Por otra parte, la ingeniería tiene un rol protagónico en los estudios de impacto ambiental. En efecto, con el surgimiento de los estudios de impacto ambiental y la capacidad natural de la profesión, los alcances de la labor del ingeniero se ven ampliados, ya que puede desempeñar un rol destacado e insustituible en la cuantificación de los impactos

La decisión sobre si un proyecto es viable o no debe contemplar aspectos ambientales. De esta forma, deben asignarse costos a los impactos, deberán cuantificarse las medidas de control y mitigación y, en función de ello, se alterará el balance costos-beneficios. Así, la decisión en cuestión no solo es un problema económico-financiero tradicional.

El campo de estudios clásico de la ingeniería tradicional, ligado con proyectos de obras, máquinas e industrias, está limitado a una parte del sistema abiótico. Sin embargo, como cualquier variación en el sistema abiótico causa impactos en el sistema biótico (debido a la estrecha vinculación entre ambos), deben compatibilizarse los puntos de vista de los ingenieros y de los ecólogos. Del mismo modo surgen las necesidades de contacto con las ciencias sociales. Los sistemas educativos deben responder, entonces, a los múltiples retos que les lanza la sociedad de la información en función, siempre, de un enriquecimiento continuo de conocimientos y del ejercicio de una ciudadanía adaptada a las exigencias de la época.

Dado lo vertiginoso de los cambios que se producen, cabe pensar que solo un profesional con una sólida formación básica puede afrontar con éxito el devenir actual. En consecuencia, se sugiere poner el énfasis en las materias formativas de la carrera de ingeniería (que habitualmente ocupan los primeros años) más que en aspectos tecnológicos, habitualmente denominado "prácticos", que sufren variaciones notables en tiempos muy cortos. Incumbe a la educación la tarea de inculcar las bases culturales que permitan descifrar, en la medida de lo posible, el

sentido de las mutaciones que se están produciendo aceleradamente. Para ello se requiere efectuar una cuidadosa selección en la masa desbordante de informaciones disponibles para poder alcanzar una mejor interpretación.

5. Conclusiones

La crisis energética requiere de acciones inmediatas y de planificación a mediano y largo plazo. Sin embargo, por motivos expuestos en el texto, se ha degradado progresivamente la imagen de la energía hidroeléctrica, que de todos modos es en la actualidad la única renovable y no contaminante de carácter masivo. Esa acción negativa contra las presas tiene particular influencia sobre América Latina, India y China. Esta última está en una etapa de gran desarrollo de obras hidroeléctricas, sin las cuales no puede garantizar la vida de gran parte de su población.

Resulta obvio que no pueden construirse obras de gran porte sin que se afecte en alguna medida no solo el medio natural, sino también el medio social. En tal sentido, está claro que el desplazamiento de poblaciones debe ser tratado con un cuidado especial, con sentido de la organización y con sensibilidad política. La planificación de las obras debe basarse en estudios sociales completos. Para estas poblaciones, su reinstalación debe significar, de manera ineludible, una mejora en su nivel de vida, puesto que los afectados directamente por el proyecto deben ser los primeros beneficiarios. En tal sentido, se deberá prestar especial atención a los grupos étnicos vulnerables.

Por otra parte, los tomadores de decisión reciben a menudo mensajes opuestos acerca de los beneficios de tales medidas o proyectos por parte de diversos actores que, sin la adecuada formación científica, hacen pesar su influencia, provocando confusión en cuanto a las prioridades y las actividades críticas de una gestión ordenada de los recursos hídricos. Por ello, los eventuales éxitos del sector científico y tecnológico no podrán ser incorporados al desarrollo social sino a través de un cambio muy importante en los aspectos de gestión, para lo que sería muy apropiado que los especialistas y profesionales capacitados, con niveles superiores de estudio, tengan una participación activa en la toma de decisiones fundamentales. Ello solo será posible si algunos científicos se involucran en los estamentos políticos en los que se definen los procesos.

Para crecer y aspirar al bienestar socioeconómico, hay que optimizar el uso de nuestros recursos con el mejor aprovechamiento de nuestras fuentes energéticas sin planteos fundamentalistas que nos lleven, sin desearlo, a una suerte de “subdesarrollo sustentable”. Desde el Estado nacional se ha comenzado a transitar el camino de la viabilidad de la materialización de esta política de crecimiento, pero la tarea recién comienza y presenta lógicas dificultades. Con un ataque irracional a la construcción de obras hidroeléctricas, lo que de por sí es dificultoso se tornará imposible.

Bibliografía

- [1] Centro de Estudios Históricos de Obras Públicas y Urbanismo (1993). “El agua en el mundo antiguo”, en: *Obras Hidráulicas en América Colonial*. Madrid, Tabapress.
- [2] World Commission on Dams (2000). *Dams and development. A new framework for decision-making*. London, The Report of the World Commission on Dams.
- [3] International Water and Sanitation Centre (2004). *Norte América: centrales eléctricas son la principal fuente de contaminación atmosférica*. IRC/WSSCC, Noticias.
- [4] Lopardo, R. A. (2016). “Energía hidroeléctrica, desarrollo y ambiente”, en Laborde, A. y Williams, J. J. (eds.): *Energías renovables derivadas del aprovechamiento de aguas, vientos y biomasa*. Buenos Aires, Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Publicaciones científicas N° 9, pp. 13-24.
- [5] Abu-Zeid, M. (1993). “Una evaluación de la presa de Asuán”, *Todos, Cuadernos de Educación Ambiental* 4, UNESCO.
- [6] Biswas, A. K. (2000). *Aswan Dam revisited. The benefits of a much-maligned dam*. Frankfurt, D-C Development and Cooperation 6, pp. 25-27.
- [7] Lopardo, R. A. (2003). “Una reflexión polémica sobre la construcción de la presa de Tres Gargantas”, *Revista Ambiente, Boletín* 19, La Plata, disponible en: revista-ambiente.com.ar/destacados/des_3. Htm.
- [8] Malinow, G. V. y Goyenechea, C. (2015). *Las presas y el desarrollo. Fundamentos para un debate necesario*. Buenos Aires, Cámara Argentina de Consultoras de Ingeniería.
- [9] Lopardo, R. A. (1988). “Stilling basin pressure fluctuations”, en Burghi, P. (ed.): *Model-Prototype Correlation of Hydraulic Structures*. Proceedings of the International Symposium ASCE, Colorado Springs, American Society of Civil Engineers, New York, pp. 56-73.

Baigún, Claudio R. M. "Impactos ecológicos y socioeconómicos de la construcción de represas sobre la ictiofauna y las pesquerías de los grandes ríos de América del Sur"

RESUMEN

América del Sur posee un enorme potencial para el desarrollo de proyectos hidroeléctricos. Estos proyectos han fragmentado más de 3000 km de ríos, y solo en la alta Cuenca del Paraná existen más de 130 represas, de más de 10 m de altura, esperándose un fuerte incremento de estos proyectos en la cuenca Amazónica para el siglo XXI. Las represas poseen la capacidad de ejercer efectos bidireccionales sobre la hidrología, geomorfología y recursos bióticos. Aguas abajo, promueven cambios en el régimen de caudales, en ocasiones alterando la calidad del agua; aguas arriba, la formación de grandes embalses modifica las condiciones ecológicas de los ríos, la calidad del agua y, en áreas tropicales, promueve la emisión de metano, contribuyendo así al calentamiento global. Por otra parte, los embalses favorecen los cambios en la composición de la comunidad de peces y altera la calidad de las pesquerías tras la etapa de estabilización trófica, al reducirse la presencia de especies migratorias. Estos impactos no han podido ser mitigados aún mediante la instalación de pasos para peces, tal como lo demuestran los resultados observados en Yacyretá, Salto Grande y diversas represas de Brasil. El desarrollo de represas en América del Sur en el siglo XXI deberá evaluarse en función de los costos y beneficios energéticos, ambientales, sociales y económicos para cada caso, siendo necesario poner en prácticas criterios bioingenieriles y una visión ecosistémica para reducir los impactos sobre los recursos de los grandes ríos y sus principales actores asociados.

Palabras clave: *Represas; embalses; peces migratorios; pasos para peces; pesquerías.*

ABSTRACT

South America, has a huge potential for the development of hydroelectric projects, which are responsible for the fragmentation of over 3,000 km of rivers. In the area of the upper Paraná Basin alone, there are more than 130 dams with a height of 10 m or more, while the amount of projects in the Amazon Basin is expected to increase over the 21st century. Dams can bidirectionally affect hydrology, geomorphology and biotic resources. Downstream, they can promote changes in the flow regime, which sometimes alters water quality; upstream, the formation of large reservoirs modifies the environmental conditions of rivers and water quality, and in tropical areas it leads to increasing methane emissions, thus contributing to global warming. Additionally, reservoirs contribute to the alteration of fish communities' composition and, as a result of a reduction in the presence of migratory species, have an impact on the quality of fisheries after the trophic stabilization stage is completed. In spite of the construction of fish passages, mitigations efforts have not been successful so far, in the light of the results obtained in the Yaciretá and Salto Grande dams as well as others located in Brazil. The development of dam projects in South America over the 21st century should be assessed through a case-specific cost-benefit analysis based on their energetic, environmental, social and economic impact. It is necessary to adopt bioengineering criteria and an ecosystemic approach in order to mitigate the effects on the resources provided by large rivers and their main associated factors.

Key words: *Dams; Reservoirs; Migratory fish; Fish passages; Fisheries.*

Impactos ecológicos y socioeconómicos de la construcción de represas sobre la ictiofauna y las pesquerías de los grandes ríos de América del Sur

Claudio R. M. Baigún¹



1. Introducción

América del Sur, el continente más fluvial del mundo, exhibe un enorme potencial para el desarrollo de proyectos hidroeléctricos, producto de su favorable geomorfología y recursos hídricos. Si bien no posee el mayor número de represas a nivel global, en promedio posee las más altas así como los reservorios de mayor capacidad [1]. En el continente, la gran mayoría de estos emprendimientos se han desarrollado sobre la cuenca del Plata, particularmente durante la segunda mitad del siglo XX. Hasta 1998, se contabilizaban 979 obras en Sudamérica, de las cuales 646 se localizaban en Brasil [2]. De este último total, 452 se emplazaban en la alta cuenca del río Paraná [3]. Esta cuenca se ha transformado así en una de las más reguladas del mundo, ostentando actualmente un total de 450 represas [3, 4], de las cuales 130 poseen una altura de mayor a los 10 m [5]. En ese país, la demanda de energía ha generado un notable crecimiento en la generación de este tipo de obras a partir de la última mitad del siglo XX, mientras que en otros, como Ecuador, Venezuela, Paraguay, Colombia y la Argentina, el desarrollo ha sido considerablemente menor [1]. Esta situación, no obstante, cambiará a lo largo del siglo XXI, dado que el objetivo de los principales emprendimientos hidroeléctricos estará

¹ Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), Argentina. cbaigun@gmail.com.

puesto en la cuenca del Amazonas (figura 1). El uso de la alta cuenca de este río planteará nuevos desafíos, ya que los embalses panamazónicos tendrán características morfométricas e hidrológicas muy diferentes a los de la baja cuenca, apoyados en paisajes de planicie. De las 121 represas planificadas en los países de la alta cuenca, un 71% tendrán alto impacto y un 42%, un impacto moderado en la conectividad entre la alta y baja cuenca [6].



Figura 1. Represas planificadas (100-500 MW) para la cuenca del Amazonas. Fuente: www.dams-info.org.

2. Impactos de represas

La instalación de obras de infraestructura que puedan modificar los procesos ecológicos en los ríos puede tener un efecto variado de acuerdo con su localización, estructura, condiciones ambientales locales, servicios ecosistémicos que presta el río, uso de los recursos, características de la biota acuática y terrestre asociada, etc. Ello muestra que no es conveniente generalizar los impactos o bien extrapolarlos entre obras y que, por lo tanto, se requiere de análisis específicos para cada caso. A diferencia de otros impactos

puntuales que tienen lugar en los grandes ríos, como es la construcción de puertos, vertidos de efluentes, dragados, etc., los derivados de la construcción de represas son procesos complejos que se manifiestan tanto aguas arriba como aguas abajo y, por lo tanto, poseen un alcance regional [7]. La construcción de represas posee un efecto considerable en la fragmentación del paisaje fluvial, creando una barrera física para el movimiento longitudinal de los peces así como en la reducción de su diversidad [4]. Ello se aplica tanto a grandes represas (mayores a los 15 m de altura) como a represas de baja altura, las cuales usualmente se instalan en tributarios menores.

Las represas modifican también los aspectos hidrológicos y morfológicos de los ríos. Por ejemplo, aguas abajo de la represa de Salto Grande (Argentina-Uruguay), la operación de los niveles (restringida únicamente por la demanda eléctrica) ocasionó permanentes cambios en los niveles hidrométricos del río Uruguay. Ello derivó en un incremento del número de crecientes de 1 y 2 días de duración y la reducción de aquellas mayores a los 8 días. Asimismo, la duración de la creciente media anual, antes y después del llenado del embalse, disminuyó de 3,1 a 2 días [8].

Por otra parte, existe una variedad de impactos directos que afectan las características bionómicas de las especies de peces (mortalidad, crecimiento, hábitos tróficos, estrategias reproductivas, uso de hábitats, patrones migratorios, etc.). La fragmentación de las poblaciones altera las frecuencias génicas y afecta drásticamente el posterior reclutamiento [5, 8, 9]. Posiblemente, el impacto más visible se advierte en aquellos ríos donde abundan las especies migratorias, característica común en los ríos de América del Sur [10], y que representan entre un 20-40% de la ictiofauna, según la cuenca de que se trate [5]. En América del Sur casi todas estas especies son potádromas (migran siempre en el agua dulce y no necesariamente siempre por motivos reproductivos, como ocurre con la mayoría de los salmónidos cuando ingresan a los ríos) e iteróparas (desovan más de una vez en su vida).

De las estrategias propuestas para reducir el impacto de las represas sobre la ictiofauna, los pasos para peces han emergido como las medidas de mitigación preferidas, aun cuando los criterios de selección de diseños no siempre han estado debidamente justificados (tabla 1).

SISTEMA	VENTAJAS	DESVENTAJAS	EJEMPLOS
Ranuras verticales (<i>vertical slots</i>)	Permite operar con diferentes niveles de agua	Ofrece dificultades de paso para especies de gran porte Carece de áreas de descanso para los peces	Represa de Igarapava (río Grande, Brasil)
Escaleras (escalones -tanques) (<i>pool and weir</i>)	Apropiados para represas de baja altura y gran flexibilidad de diseños	Alta selectividad e especies Sensible a los cambios de caudal Son poco efectivas para especies de fondo	Represa de Lajeado (río Tocantins, Brasil) Represa de Salta Morais (río Tijuco, cuenca alta del río Paraná, Brasil)
Ascensores	El costo es independiente de la altura de la represa Requiere poco espacio para su instalación Poco sensible las variaciones de nivel del embalse	Costo alto de construcción, operación y manutención. Genera estrés en los peces y mortalidad por aglomeración El número de peces transferidos depende del volumen del ascensor y del tiempo del ciclo	Represa Engenheiro Represa Sergio Motta (río Paraná, Brasil) Represa de Funil (río Grande, Brasil) Yacyreta (río Paraná, Argentina-Paraguay) Represa Santa Clara (río Mucuri)
Esclusas (<i>fish locks</i>)	Diseño flexible que puede ser adaptado a distintos tipos de represas hidroeléctricas	Baja capacidad de transferencia. El número de peces transferido depende del número de ciclos diarios. Durante la fase del llenado, el flujo de atracción se reduce o se elimina	Represa de Salto Grande (río Uruguay, Argentina-Uruguay)

Sistemas de by-pass (ríos artificiales)	Alta capacidad de transferencia Permiten simular las condiciones naturales del río Amplio rango de velocidades de agua Utilizables para migraciones descendentes Proporcionan hábitats para especies residentes	Requieren de un amplio espacio para su instalación cuando la altura de la represa es considerable debido a su baja pendiente Susceptible a variaciones en el nivel del agua del reservorio. Existe el riesgo de introducción de especies no-deseadas	Canal de Piracema, Represa Itaipu, río Paraná (Paraguay-Brasil)
---	---	--	---

Tabla 1. Comparación de diferentes sistemas de traspaso utilizados en ríos sudamericanos (adaptado de [4]).

Los modelos existentes del tipo escalera (escalones-tanques) son los que han gozado de mayor aceptación y preferencia. Estos sistemas, en rigor, representan réplicas de los sistemas diseñados en el hemisferio norte para transferir salmónidos y clupeidos desde aguas abajo hacia aguas arriba [11, 12] para una recopilación de diseños existentes). Agostinho *et al.* [13], por ejemplo, investigaron la selectividad de un sistema de escalera para peces, localizada cerca de la represa Lajeado en el río Tocantins (Brasil), y concluyeron que la misma representaba un cuello de botella importante para peces migratorios. Similarmente, en la represa de Igarapava [14] y de Salto Moraes, el número de especies migratorias que utilizaron estos sistemas fue escaso.

En represas de moderada altura los sistemas de elevadores, aunque no muy comunes en América del Sur, han recibido particular atención. Pompeu y Martínez [16] mencionan que diferentes elevadores han sido propuestos para 10 represas a erigirse en la zona de Mina Gerais. En Yacyretá existen dos elevadores, que si bien permiten el pasaje de un alto número de peces [17, 4], los mismos son muy selectivos, beneficiando solo a unas pocas especies. Según Oldani *et al.* [4], los sistemas de transferencia de esta represa exhiben importantes problemas de diseño tanto de los canales colectores como de los elevadores, lo que incide en su pobre eficiencia.



Figura 2. Canal de "piracema" construido en Itaipu presentando alta complejidad morfológica e hidrológica para facilitar el pasaje de peces (Fotos: Claudio Baigún).

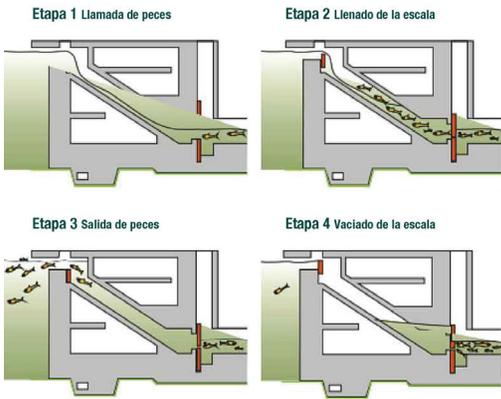
En la represa de Itaipu, Makrakis *et al.* [17] evaluaron el funcionamiento de un canal de 10km (el más largo del mundo) construido para permitir la migración de peces aguas arriba y notaron que las especies migratorias presentes agua

abajo del canal ingresaban al mismo, pero su número se reducía a medida que progresaban en su desplazamiento hacia el embalse.

Otro sistema único en América del Sur es una esclusa Borland que se localiza en la represa de Salto Grande (figura 3). Los escasos resultados disponibles sobre su funcionamiento muestran que las especies que utilizan el sistema son preferentemente bagres de pequeño porte (*Auchenipterus nuchalis*, *Parapimelodus valenciennesi*), mientras que las especies migratorias ingresan de manera esporádica [18].

Baigún *et al.* [20] señalan que, en general, la eficiencia de todos estos sistemas en ríos neotropicales ha sido muy baja, lo que se vincularía con factores ecológicos y biológicos asociados a las especies existentes y a aspectos hidrológicos que poseen los grandes ríos del continente. Oldani *et al.* [4], además, vinculan la eficiencia de transferencia a problemas hidrodinámicos que afectan el comportamiento de los peces y que están relacionados con el diseño de las estructuras. Estos problemas, sin embargo, también se verifican en represas de baja altura, donde los pasos para peces bloquean las migraciones por defectos de diseño [21].

Existen diversas razones que desalientan la instalación de pasos para peces cuando existen riesgos de desplazamientos de especies no deseadas [22]. Los pasos permiten la conexión entre áreas (particularmente en las altas cuencas), que en términos ictiofaunísticos estuvieron aisladas millones de años, podrían producir impactos ecológicos significativos o bien actuar como trampas ecológicas [23] o facilitar el ascenso sin que existan área de reproducción aguas arriba. Por otro lado,



estos sistemas han sido criticados por no permitir el pasaje de reproductores, huevos y larvas aguas abajo [22], lo cual aparece como un requisito importante para las especies migratorias de los grandes ríos neotropicales.

Figura 3. Vista lateral de la estructura de las esclusas Borland de Salto Grande y su funcionamiento (tomado de [19]).

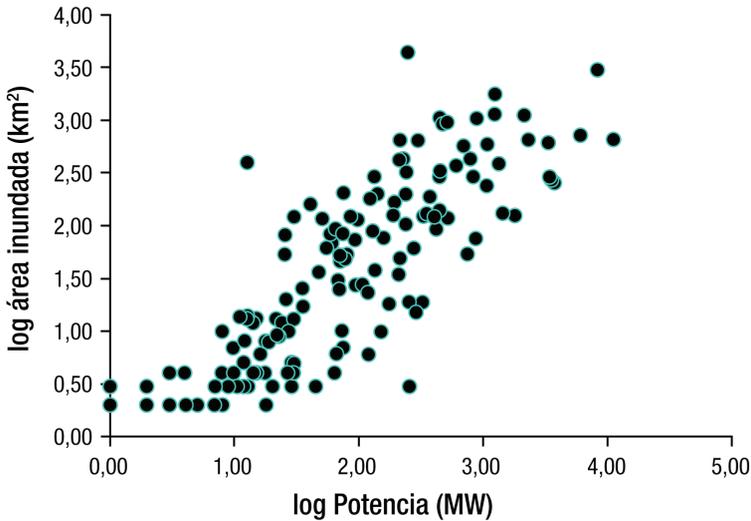
3. Impactos de embalses

Uno de los aspectos más conflictivos derivados de la construcción de represas, y a menudo no suficientemente considerado, es la formación de embalses. Las características morfológicas y limnológicas que toman los mismos depende estrechamente de las condiciones topográficas y de las características bióticas y abióticas que presentan los ríos. En este sentido, no todos los embalses ofrecen iguales problemas y beneficios, y la tabla 2 ilustra los más usuales e importantes. En general, los problemas ambientales y sociales a nivel local generados por los grandes embalses exceden los beneficios que deparan.

El balance entre los impactos positivos y negativos está asociado a diferentes factores ambientales y sociales. Los embalses transforman kilómetros de ríos, a menudo con planicies de inundación, en cuerpos de agua de tipo lacustre. El área inundada puede ejercer un impacto variable dependiendo de si existen poblaciones humanas, restos arqueológicos, actividades productivas (pesca, agricultura, ganadería), sociales (turismo), características ecológicas importantes (especies endémicas o raras, áreas de conservación, llanuras aluviales, etc.). Dado que el área que inundan los embalses se encuentra estrechamente ligado a la capacidad energética que tendrá la represa (figura 4), los proyectos con mayor potencial energético potenciarán este

PROBLEMAS	BENEFICIOS
Eutrofización	Producción de energía
Incremento de la toxicidad y contaminación	Control del transporte de material suspendido
Sedimentación	Fuentes para la provisión de agua
Proliferación de insectos y aumento de enfermedades cuyos vectores son acuáticos (malaria)	Nuevas oportunidades para recreación y turismo
Hipolimnion anóxico (sin oxígeno) e impactos severos río abajo	Piscicultura intensificada
Baja diversidad de la ictiofauna en comparación con ríos	Navegación
Cambios por lo general negativos en la calidad de las pesquerías	Incremento del potencial del agua para riego
Colonización por especies exóticas	Regulación de ríos y control de inundaciones
Tasa de reciclaje de nutrientes interno muy alto y sedimento tóxico	Nuevas alternativas económicas en regiones empobrecidas
Crecimiento de macrófitas y eutrofización	Oferta turística y desarrollo de infraestructura de perillago
Pérdidas de tierras	
Desplazamiento y relocalización de poblaciones humanas	
Pérdida de valores culturales	
Alteración de los ciclos hidrológicos	
Cambios geomorfológicos del cauce aguas abajo	
Cambios de la calidad del agua aguas arriba y abajo	
Reducción de llanuras aluviales aguas abajo por regulación del caudal	
Pérdida de nutrientes y materia orgánica aguas abajo	
Obstrucción de migraciones de peces ascendentes y descendentes	
Emisión de metano y dióxido de carbono (embalses tropicales y subtropicales)	

Tabla 2. Principales problemas y beneficios debido a la creación de reservorios formados por represas hidroeléctricas en Brasil (modificado de [24]).



tipo de impactos.

Figura 4. Relación entre la potencia instalada en una represa y el área inundada por los embalses. Fuente: Claudio Baigún.

Los embalses con grandes dimensiones, por otra parte, pueden disparar un efecto de barrera ecológica al promover una alta mortalidad de huevos y larvas que en el curso del río derivan suspendidos en la columna de agua, pero que en el embalse, al disminuir la velocidad del agua, tienden a decantar y ser más visibles para peces depredadores debido a un aumento de la transparencia del agua [12, 25]. Un ejemplo ampliamente estudiado de los impactos sobre la ictiofauna corresponde a la represa de Tucuruí, en la cuenca del Tocantins, donde se advirtió una reducción de la biodiversidad de peces al hacer una comparación con la ictiofauna del río [26].

Esta situación se observaría con mayor énfasis en los embalses del Amazonas que tenderán a ser de gran superficie debido a la geomorfología de la región. Los grandes embalses, por su profundidad experimentan las mismas limitaciones productivas que los lagos profundos, con el agravante que la vegetación inundada y la presencia de termoclinas favorecen la formación de hipolimnios anóxicos y, por lo tanto, se reduce la presencia de hábitats apropiados para la ictiofauna [27]. Asimismo, y a diferencia de lo que usualmente se sostiene, contribuyen al calentamiento global al emitir importantes concentraciones de carbono en forma de metano y CO_2 [28, 29], lo que cobra mayor

relevancia en áreas densamente vegetadas [30].

En el plano social, y dependiendo de su localización en la cuenca, los embalses suelen producir importante impactos sobre las comunidades locales al ocupar áreas productivas e inundar asentamientos urbanos, obligando a un desplazamiento forzado, a menudo a sitios con condiciones de calidad de vida inferior. Usualmente, la magnitud de desplazamientos se asocia con la superficie inundada (figura 5). Estos movimientos son en extremo traumáticos cuando quedan afectadas comunidades indígenas con valores culturales muy diferentes [31] y que encuentran serias limitaciones para su relocalización.

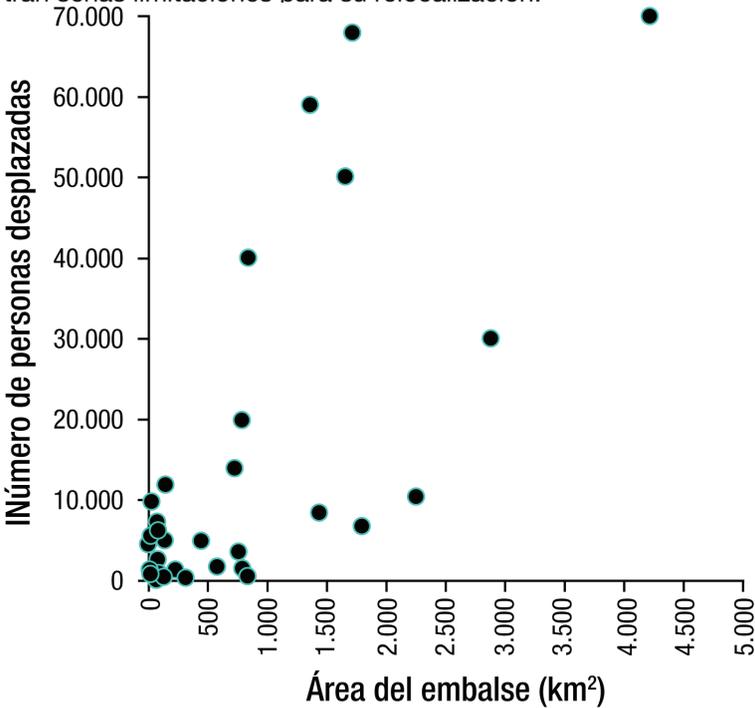


Figura 5. Relación entre el área inundada de los embalses de América del Sur y el número de personas desplazadas. Fuente: Claudio Baigún.

4. Cambios en las pesquerías

La formación de embalses influye en la composición de los ensamblajes de peces, dado que muchas especies que habitan los ríos no están adaptadas a vivir en ambientes de tipo lacustres

[32]. Una de las consecuencias más críticas relacionadas con la construcción de represas es la pérdida de calidad de las pesquerías por reducción o desaparición de especies migratorias. Inicialmente, existe un surgimiento trófico que tiene como efecto favorecer la producción secundaria, incluyendo la pesquera. Durante la etapa de llenado se produce un brusco aumento de la productividad del sistema debido a un masivo aporte de nutrientes y materia orgánica desde las áreas inundadas (suelos, vegetación, etc.). La producción generada por los efectos del llenado es así canalizada por especies detritívoras-iliófagas, herbívoras u omnívoras, hacia los niveles tróficos superiores. El incremento de la producción pesquera de la etapa inicial, sin embargo, suele generar la falsa impresión de que el embalse posee condiciones pesqueras aún superiores a las del río original, disparando un sobredimensionamiento y a menudo una sobrecapitalización de la pesquería. Es en esta etapa cuando las pesquerías de los embalses alcanzan su máximo desarrollo dada la coexistencia de especies de río que aún permanecen en el nuevo ambiente y la aparición de especies colonizadoras mejor adaptadas a un ambiente más léntico (lacustre) que lótico (de río). Terminada la fase de surgimiento trófico, la cual puede ser variable de acuerdo con factores tales como la morfometría del embalse, la tasa de recambio del agua, el clima, las condiciones de la cuenca, etc., e iniciada la fase ya de estabilización, la composición de especies es dominada por aquellas mejor adaptadas a condiciones lénticas. Estos cambios en la estructura de las comunidades no son meros reemplazos taxonómicos, sino que reflejan el resultado de diferentes estrategias bionómicas y de modificaciones en el uso de los recursos. La consecuencia de ello es una importante caída en el rendimiento pesquero acompañado por un cambio irreversible en la composición de especies [12]. En el caso de la represa de Sobradinho, por ejemplo, mientras se advirtió un incremento de 2400 a 24.000 Tn con posterioridad al llenado del embalse, los rendimientos declinaron posteriormente a solo 3000 toneladas, reemplazándose la captura del sábalo (*Prochilodus lineatus*) y del surubí pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) por la corvina (*Pachirus* sp. y *Plagioscion* sp.) [33].

En los embalses de la alta cuenca del Paraná, el rendimiento pesquero de varias de las represas construidas oscila entre 4 y 14 kg/ha [34], y los mayores rendimientos se observan en embalses que retuvieron tramos fluviales libres aguas arriba. Estos

procesos han sido bien documentados también en la represa de Itaipú, en donde las especies migratorias se redujeron drásticamente, excepto en la cola del mismo (figura 6), y cayó la captura por unidad de esfuerzo [35]. Una vez estabilizado el embalse, la especie dominante fue la corvina (*Plagioscion squamosissimus*), el bagre amarillo (*Pimelodus maculatus*, *Iheringichthys labrosus*) y la tararira (*Hoplias malabaricus*), entre otros. Por su parte, en Yacyretá, diez años después del llenado de este embalse, las especies más frecuentes fueron todas de pequeño porte y sin valor pesquero significativo [35, 36].

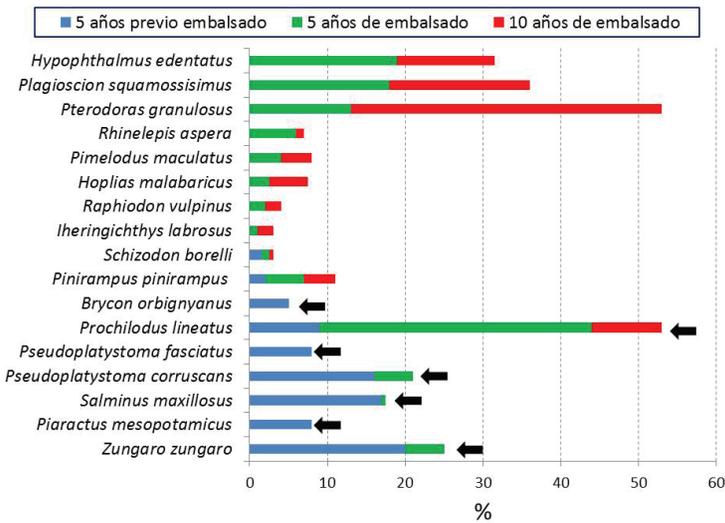


Figura 6. Evolución de la composición de especies en el embalse de Itaipú desde la etapa de previa a la formación del embalse (1977) hasta la etapa posterior a la aparición del embalse (1987 y 1997). Las flechas rojas indican las especies migratorias de importancia pesquera (adaptado de [32]).

En todo caso, el impacto de los embalses sobre las pesquerías parece estar relacionado con sus dimensiones, ya que los embalses más grandes resultan ser los menos productivos (figura 7). Ello está influenciado, por una parte, por la morfología del cuerpo de agua ya que los embalses más grandes son, por lo general, más profundos y a menudo exhiben fondos anóxicos. Por otra, los cambios en la calidad del agua, desaparición de hábitats exclusivamente lóticos y pérdida de llanuras de inundación, cuyo rol en la productividad biológica de los grandes

ríos es clave ha sido destacada por diferentes autores [37, 38, 39], contribuye a reducir la producción pesquera cuando se la compara con el río original.

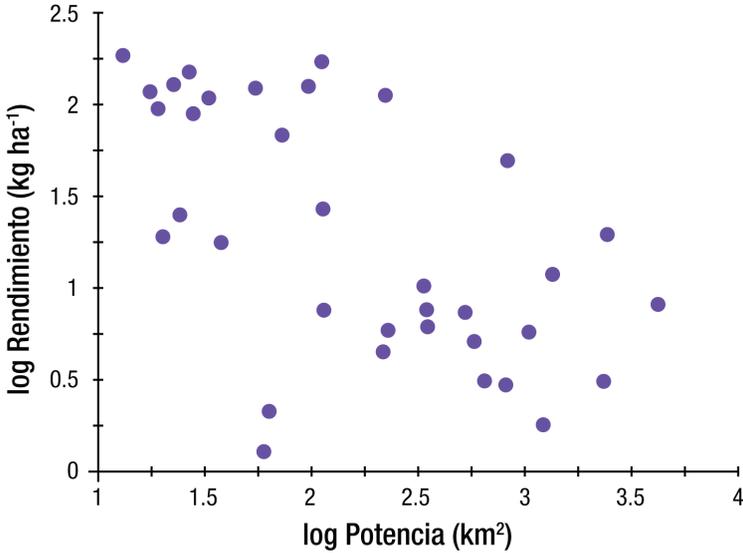


Figura 7. Relación entre el área de embalses y el rendimiento pesquero en embalses de Brasil (adaptado de [20]).

5. Conclusiones y futuras acciones

La construcción de represas en América del Sur parece reproducir el destino de otros continentes, y emerge como un fenómeno que cobrará importancia en el siglo XXI, particularmente en la cuenca del Amazonas, incluyendo las cabezeras de los principales afluentes. Ello implicará formidables desafíos para modificar la visión estratégica del manejo de las cuencas y los recursos transfronterizos. En este contexto, será necesario mejorar o poner en práctica mecanismos de gobernanza que tengan que ver con el uso del agua y su relación con los recursos pesqueros y la biodiversidad. En la medida en que estas obras se intensifiquen, será también imprescindible incrementar los mecanismos de participación ciudadana en la toma de decisiones, mejorar la transparencia de los proyectos y acceso a la información disponible y

evaluar objetivamente los costos y beneficios sociales para los diversos actores [2].

Un aspecto importante a tener en cuenta es que las pesquerías de los grandes ríos de Sudamérica se basan en el aprovechamiento de especies migratorias que exhiben complejos desplazamientos acoplados a los regímenes hidrológicos. A menudo, este escenario, que involucra modificaciones irreversibles en las comunidades de peces, no es considerado por los planificadores de este tipo de obras al no tener en cuenta que la producción de las pesquerías en los grandes ríos se basa en disponer de extensas llanuras aluviales y su libre conectividad con el cauce principal, mantener los pulsos de inundación y permitir las migraciones ascendentes y descendentes de peces. En este sentido, una importante lección aprendida a partir de los represamientos observados en Sudamérica es que las pesquerías terminan por transformarse y adaptarse al aprovechamiento de especies de menor porte perdiendo así valor y deteriorando la calidad de vida de los pescadores. Tal como lo demuestran los diferentes casos examinados en este capítulo, en la mayoría de los embalses, y particularmente en aquellos de grandes dimensiones, los rendimientos pesqueros se reducen drásticamente, variando la composición de especies en mayor o menor medida de acuerdo con el grado en que el embalse se aparta de las condiciones originales que exhibía el río. Esto sugiere que los embalses, lejos de transformarse en pesquerías más productivas, como suele esgrimirse, empobrecen la pesca e incluso favorecen la introducción de especies exóticas mediante siembras indiscriminadas para compensar la pérdida de rendimiento pesquero. Estos efectos se transmiten a menudo hacia la cuenca localizada aguas arriba de las represas, impactando sobre las comunidades pesqueras preexistentes.

El desarrollo de represas en América del Sur en el siglo XXI deberá así evaluarse en función de los costos y beneficios energéticos, ambientales, sociales y económicos para cada caso, siendo necesario poner en práctica una visión ecosistémica para reducir los impactos sobre los recursos de los grandes ríos y sus principales actores asociados. En este contexto, es necesario atender a buenas prácticas identificadas para la construcción de los embalses cuando los mismos son inevitables [40]. Ello implica, por ejemplo, desalentar aquellas obras cuyos rendimientos energéticos sean escasos pero requieran generar un fuerte impacto ambiental y social, sea por la superficie del

área inundada o por el desplazamiento de personas, en particular de comunidades indígenas. Es, asimismo, deseable reducir al máximo el área de la cuenca localizada aguas arriba de la obra y que existan aguas abajo de la presa tributarios en buen estado de conservación que actúen como áreas reproductivas para peces migratorios. Por otra parte, se debe evitar instalar represas en sectores de ríos que aún conservan alto valor ecológico, cultural y socioeconómico, que estuvieran habitadas por especies endémicas, migratorias y/o de alto valor comercial cuya reducción pueda alterar los medios de vida de aquellos actores locales altamente dependientes de recursos como agua y pesca. Asimismo, es fundamental que el desarrollo de represas deje siempre amplios tramos de ríos con condiciones naturales, incluyendo la existencia de tributarios y llanuras de inundación, para mantener cuando sea factible el ciclo biológico de peces migratorios aguas arriba de las represas. Más aún, es recomendable diseñar presas que puedan operar conservando, en buena medida, el ciclo hidrológico natural para evitar la pérdida de conectividad en períodos críticos. La formación de embalses con altas tasas de renovación de agua ayuda a mantener la calidad del agua, evitar la eutrofización y reducir la deposición de sedimentos. Los embalses, por otro lado, son generadores de metano cuando se localizan en áreas que se encontraban densamente vegetadas previo al represamiento, lo que suma un elemento adicional para predecir el impacto de las represas en el largo plazo.

Por otra parte, cuando se trate de represas de muy baja altura, es conveniente que las mismas respeten criterios de diseños que permitan que los peces puedan sobrepesarlas. A pesar de su escasa altura, el impacto de estas obras, por lo general orientadas a riego, puede ser importante debido a un efecto sinérgico dado por el alto número de represas presente y un impacto simultáneo a una escala espacial amplia.

En el caso de las especies migratorias, la instalación de pasos para peces requiere abordar el problema de diseño y funcionamiento de una perspectiva decididamente bioingenieril. Ello implica integrar variables hidrológicas e hidrodinámicas con las características bioecológicas de las especies para poder entender el comportamiento y la reacción de los peces ante la posibilidad de utilizar un sistema de pasos para peces y mejorar así su eficiencia de transferencia. No menos importante, el diseño de estos pasos deberá insertarse en un marco de obtención de

información previa a la obra, que abarque aspectos ecológicos, biológicos, geomorfológicos e hidrológicos que permitan predecir el comportamiento de las especies una vez construida la obra. Por último, es necesario tener presente que cada represa es particular y con condiciones que pueden llegar a ser únicas por diseño y ubicación estratégica en la cuenca, lo que requiere obtener, a menudo, información específica.

Bibliografía

- [1] International Commission of Large Dams (ICOLD) (1998-2009). "World register of dams". Version updates 1998-2009. Paris, France, ICOLD, disponible en www.icold-cigb.net (accedido el 23 de marzo de 2011).
- [2] World Commission of Dams (2000). *A new framework for decision-making process*. London and Sterling, VA., Earthscan Publications Ltd.
- [3] Okada, E. K.; Agostinho, A. A. y Petrere, M. Jr. (1996). "Catch and effort data and the management of the commercial fisheries of Itaipú reservoir in the upper Parana River, Brazil", en Cowx, I. (ed.): *Stock assessment in inland water fisheries*. London, Fishing News Books, pp. 164-161.
- [4] Oldani, N. O. et al. (2007). "Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata river basin?", *Neotropical Ichthyology* 5, pp. 89-102.
- [5] Agostinho, A. A. et al. (2003). "Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil", en Carolsfeld, Y. et al. (eds.): *Migratory fishes of South América: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa International Development Center, The World Bank, pp. 19-98.
- [6] Finer, M. y Jenkins, C. N. (2012). "Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity", *PLoS ONE*, 7(4).
- [7] Baigún, C. y Oldani, N. (2005). "Impactos ecológicos de represas en ríos de la porción inferior de la cuenca del Plata: Escenarios aplicados a los recursos pesqueros", en Peteán, J. y Cappato, J. (comps.): *Humedales Fluviales de América del Sur. Hacia un Manejo Sustentable*. Santa Fe, Proteger ediciones, pp. 475-488.
- [8] Oldani, N. y Baigún, C. (2008). *Monitoreo y comportamiento de la fauna de peces en el tramo inferior del río Uruguay (lado argentino), frente al emplazamiento de la planta de celulosa Botnia. Programa de Vigilancia Ambiental del Río Uruguay.*

Convenio Secretaría de Medio Ambiente de la Nación y Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata.

[9] **Fernandez, D. R. et al.** (2007). "Diel variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group influences", *Neotropical Ichthyology* 5, pp. 215-222.

[10] **Carolsfeld, J. et al.** (eds.) (2003). *Migratory Fishes of South America. Biology, Fisheries and Conservation Status*. Ottawa, The International Bank for Reconstruction and Development/ The World Bank.

[11] **Clay, C.** (1995). *Design of fishways and other fish facilities*. Boca Raton, Lewis Publisher.

[12] **Larinier, M.** (2001). "Environmental issues, dams and fish migrations", en Marmulla, G. (ed.): *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*. FAO Fisheries Technical Paper N° 419. Rome, FAO.

[13] **Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. y Pelicice, F. M.** (2007a). *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatorios do Brasil*. Maringa, Ed. Universidade Estadual de Maringa (UNLP).

[14] **Vono, N. et al.** (2004). "Fish passage at the Igarapava fish ladder, Rio Grande, Brazil", en: *Proceedings of the VI International Congress on the Biology of Fishes*, Manaus, American Fisheries Society.

[15] **Godinho, H. P. et al.** (1991). "Fish ladder efficiency in the southeastern Brazilian river", *Ciencia e Cultura* 43, pp. 63-67.

[16] **Pompeu, P. y Martínez, C. B.** (2006). "Temporal patterns of fish passage in Santa Clara Power Plant's fish lift, Mucuri River, east Brazil", *Revista Brasileira de Zoologia* 23, pp. 340-349.

[17] **Oldani, N. y Baigún, C.** (2002). "Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana River (Argentina-Paraguay)", *River Research and Management* 18, pp. 171-183.

[17] Makrakis, S. *et al.* (2007). “The canal da piracema at itaipu Dam as a fish pass system”, *Neotropical Ichthyology* 5, pp. 185-195.

[18] Espinach Ros, A. *et al.* (1997). “Monitoreo del funcionamiento del sistema de transferencia de peces”, en Espinach Ros, A. y Ríos, C. (eds.): *Conservación de la fauna íctica en el embalse de Salto Grande*. Comisión Administradora del Río Uruguay, pp. 15-26.

[19] Leite, V. (2010). *Estudios sobre la ictiofauna íctica en Salto Grande*. Paysandú, disponible en : https://www.saltogrande.org/pdf/ESTUDIOS_SOBRE_LA_FI_VERSION4.pdf.

[20] Baigún, C.; Oldani, N. y Van Damme, P. (2011). “Represas hidroeléctricas en América Latina y su impacto sobre la ictiofauna”, en Van Damme, P. A.; Carvajal, F. y Molina, J. (eds.): *Peces de la Amazonía boliviana: potencialidades y amenazas*. Cochabamba, Ed. INIA, pp. 395-415.

[21] Baigún, C. *et al.* (2012). “Fish passage system in an irrigation dam (Pilcomayo River basin): When engineering designs do not match ecohydraulic criteria”, *Neotropical Ichthyology* 10, pp. 741-750.

[22] Agostinho, C. S. *et al.* (2007b). “Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream”, *Neotropical Ichthyology* 5, pp. 161-167

[23] Pompeu, P. S. *et al.* (2012). “Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America”, *River Research and Applications* 28, pp. 504-512.

[24] Tundisi, J. G.; Santos, M. A. y Menezes, C. F. (2003). *Tucuruí Reservoir: Experience and lessons learned brief*. Pp. 421-429 on CD accompanying: ILEC, *Managing lakes and basins for their sustainable use. A report for lake basin managers and stakeholders*. Kusatsu, International Lake Environment Committee Foundation.

[25] Pelecice, F.; Pompeu, P. S. y Agostinho, A. A. (2015). “Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of

Neotropical migratory fish”, *Fish and Fisheries* 16, pp. 697-715.

[26] De Merona, B. M.; Dos Santos, G. y De Almeida, G. (2001). “Short term effects of Tucuruí dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities”, *Environmental Biology of Fishes* 60, pp. 375-392.

[27] Tundisi, J. G. *et al.* (1993). “Limnology and management of reservoir in Brazil”, en Straskraba, M.; Tundisi, J. G. y Duncan, A. (eds.): *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, pp. 25-55.

[28] St. Louis, V. L. *et al.* (2000). “Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate”, *BioScience*, pp. 766-775.

[29] Maeck, A. *et al.* (2013). “Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots”, *Environmental Science and Technology* 47, pp. 8130-8137.

[30] Barros, N. J. *et al.* (2011). “Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude”, *Nature Geoscience* 4, pp. 593-596.

[31] Mckully, P. (2001). *Silenced rivers. The ecology and politics of large of dams*. New York, St. Martins Press.

[32] Hoeinghaus, D. J. *et al.* (2009). “Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: Embodied energy and market value of artisanal fisheries”, *Conservation Biology* 23, pp. 1222-1231.

[33] Sato, Y. y Godinho, H. P. (2003). “Migratory fishes of the Sao Francisco River”, en Carolsfeld, Y. *et al.* (eds.): *Migratory fishes of South América: Biology, fisheries and conservation status*. Ottawa International Development Center, The World Bank, pp. 195-233.

[34] Agostinho, A. A. (1994). *Considerações sobre a atuação do setor eléctrico na preservação da fauna aquática a dos recursos pesqueiros. Seminario sobre fauna aquática e o setor eléctrico brasileiro. Reuniones temáticas preparatorias. Cuaderno 4.*

Fundamentos. Rio de Janeiro-RJ, COMASE/Eletróbrás, pp. 38-61.

[35] Okada, E. K.; Agostinho, A. A. y Gomes, L. C. (2005). "Can Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil", *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, pp. 714-724.

[35] Roa, B. H. et al. (2000). *Informe final sobre la campaña de pesca experimental en el Río Paraná entre las progresivas 1478 (Toma de agua ERIDAY) y km 1625 (Arroyo Yabebiri)-Argentina*. Convenio EBY-UnaM.

[36] Roa, B. et al. (2001). *Evaluación de los recursos pesqueros aguas arriba*. Informe Final Convenio VI, EBY-Unam.

[37] Junk, W. J.; Bayley, P. B. y Sparks, R. E. (1989). "The flood pulse concept in river floodplain systems", en Dodge, D. P. (ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium* 106, pp. 110-127.

[38] Neiff, J. J. (1999). "El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica", en Malvarez, A. (ed.): *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. Buenos Aires, Universidad de Buenos Aires, pp. 97-146.

[39] Welcomme, R. L. (2001). *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Oxford, FAO, Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.

[40] Ledec, G. J. y Quintero, V. (2003). "Good dams and bad dams: Environmental criteria for site selection of hydroelectric projects", *Latin America and Caribbean Region Sustainable Development Working Paper* 16.

Grinberg, S.; Porzionato, N.; Bussi, E.; Mantiñan, L. ; Gutiérrez, R. y Curutchet, G. "Agua y sedimentos: testigos clave de una contaminación anunciada"

RESUMEN

Se debate las tensiones entre contaminación y autodepuración de la urbe metropolitana, estudiando arroyos que la atraviesan, entubados en gran parte de su recorrido, saliendo a cielo abierto en espacios urbanos con altos niveles de pobreza y contaminación. Constituyen zonas urbano-periféricas, hasta fines del siglo XX, humedales y campos transformados en espacios densamente poblados y escasamente urbanizados. El barrio Cárcova se ubica en José León Suárez, General San Martín. Está atravesado por un tramo del canal José León Suárez que arrastra –desde aguas arriba– carga de contaminantes de descargas cloacales e industriales, recibiendo aportes de los desagües domésticos del barrio. Contrariando las hipótesis de que estos barrios son los principales productores de contaminación de la urbe, se propone lo contrario: en el trayecto en que el canal discurre por el barrio, el agua se limpia y los sedimentos acumulan los contaminantes. Estos barrios ofician como plantas depuradoras de la metrópolis. Se ha estudiado los aportes de carga orgánica contaminante al agua del canal en el tramo, su atenuación a lo largo del canal y la incorporación de contaminantes a los sedimentos. Se encontró una gran capacidad de autodepuración del agua superficial a partir de procesos de sedimentación y adsorción. La carga contaminante queda acumulada en los sedimentos donde se estabiliza lentamente a partir de procesos anaeróbicos. Se estudiaron los riesgos implicados en el manejo de sedimentos y la utilización de los procesos en posibles herramientas de remediación mediante su aplicación en condiciones controladas.

Palabras clave: *Contaminación ambiental; estudios transdisciplinarios; remediación.*

ABSTRACT

This article discusses the tensions involving the processes of contamination and self-purification that take place in metropolitan areas, focusing on the study of the streams that flow through them; such streams are mostly tubed throughout their length, but emerge over the land surface in urban areas with high levels of poverty and pollution. These places are located on the urban periphery and, until the end of the 20th century, they used to be wetlands or fields that became densely populated but little urbanized areas. This study was carried out in the territory of José León Suárez, specifically in La Cárcova, a neighborhood in the district of San Martín. Part of the José León Suárez channel runs through this neighborhood; the channel carries from upstream a load of contaminants from sewage and industrial wastewater and receives the municipal effluent discharges from the neighborhood. Against the hypothesis that these places are the main source of contamination in the metropolitan area, this article suggests that it is the other way around, i.e., the water becomes clean in those sections where the channel flows through the neighborhood and the contaminants are collected by the sediments. In other words, the streamflows bearing high contaminant loads run through these neighborhoods, which act as treatment plants. In this work, a study has been conducted on the different organic contaminant loads that go to the channel's portion that is being analyzed, their attenuation throughout the channel's length and the incorporation of contaminants into the sediments. The results show a large capacity for self-depuration in surface water, mainly through sedimentation and adsorption processes. Thus, contaminant loads accumulate in the sediments, where they slowly stabilize through anaerobic processes. Additionally, studies have been conducted on the risks posed by the management of sediments, and on the application of the studied processes on possible remediation techniques to be used under controlled conditions.

Key words: *Environmental pollution; Transdisciplinary studies; Remediation.*

Agua y sedimentos: testigos clave de una contaminación anunciada

Silvia Grinberg¹
Natalia Porzionato²
Eliana Bussi³
Luciano Mantiñan⁴
Ricardo Gutiérrez⁵
Gustavo Curutchet⁶



1. Introducción

La contaminación de arroyos y ríos ubicados a la vera de las ciudades han sido, desde el siglo XVI, una cuestión clave de los procesos de urbanización, que muy rápidamente devinieron en contaminación. Los casos de ríos que atraviesan urbes europeas, como el Támesis, el Sena y otros, son los más conocidos y datan la preocupación por la contaminación de sus aguas hacia el XV, al calor del crecimiento de la población que llegaba a vivir en su seno. La ciudad de Buenos Aires no constituye excepción alguna. Muy tempranamente la contaminación del hoy “emblemático” Riachuelo no se haría esperar: una vez instalados los primeros saladeros en la ciudad, la cuestión comenzaría a ser tibia preocupación.⁷ En 1822, Bernardino Rivadavia sanciona un decreto mediante el cual envía “al otro lado del Riachuelo” a los saladeros, fábricas de vela y depósitos de cueros, por los olores que emitían.

1 CEDESI, Escuela de Humanidades, Argentina. grinberg.silvia@gmail.com.

2 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.

3 CEDESI, Escuela de Humanidades, Argentina.

4 CEDESI, Escuela de Humanidades, Argentina.

5 Escuela de Política y Gobierno, Argentina.

6 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental y Escuela de Ciencia y Tecnología, UNSAM, Argentina. gcurut@gmail.com.

7 Informe cuenca Matanza-Riachuelo defensoría de *La Nación*, 2003 (disponible en <http://www.dpn.gob.ar/documentos/riachuelo.pdf>, 5/08/2016).

La preocupación aquí era por la contaminación del aire y no del agua. En 1871 se sanciona la Ley N° 752 de canalización y limpieza del Riachuelo Barracas. Si estos procesos son comunes a la urbe, no lo son las formas en que se han dado respuesta a esos. De hecho es posible identificar diversas, y en algunos casos también contrapuestas, respuestas; tanto como las metrópolis europeas consiguieron modos de saneamiento de sus aguas, las grandes metrópolis del sur global lograron crecer al calor de sus ríos contaminados, donde suelen concentrarse los asentamientos precarios (Grínberg, 2015). Así, cinco siglos después nos encontramos en las metrópolis, aunque no solo pero sí especialmente, del sur global, con procesos similares y cada vez más desencantados, que aún en el presente no han conseguido respuestas muy diferentes a las de antaño. Pero también, y por ello más grave, los efectos de aquellas decisiones que afectan la vida contemporánea, en especial de los barrios más empobrecidos que suelen asentarse a la vera de los ríos y arroyos contaminados, como es el caso del asentamiento en estudio

Así, y en especial en la región metropolitana de Buenos Aires, el entubamiento de arroyos ha sido, y, sigue siendo, una de las prácticas más habituales. Esta práctica del tratamiento de los ríos, consistente básicamente en taparlos construyendo sobre la llanura de inundación, ha generado un sinnúmero de consecuencias entre las que se cuentan las inundaciones, que si bien no obedecen *strictu sensu* a ellas, sí están vinculadas. Algo similar ha ocurrido con la rectificación de ríos que limitan la capacidad de depuración que tienen o tenían los cauces naturales, al disminuir drásticamente el tiempo de tránsito de las aguas. Estas prácticas que otrora involucraban arrojar la contaminación hacia afuera, en las sociedades contemporáneas nos dejan habitando en ciudades rodeadas por un afuera que ya está dentro.

De hecho, ese afuera, aquellas periferias urbanas que en el siglo XIX se pensaban acechando las ciudades, actualmente presentan un panorama bastante más complejo. Por un lado, permanecen y se pueblan a diario, especialmente en las llanuras de inundación de ríos y arroyos de los barrios más empobrecidos de la metrópolis. Las marcas de lugar de este poblamiento pueden rastrearse como palimpsestos hacia el siglo XIX. En el presente se agudizan en virtud de diversos aspectos que pueden sintetizarse en: acelerados crecimientos de la urbe que, desde el fin del siglo pasado, han generado procesos que involucran cada vez mayor precarización, hacinamiento y degradación ambiental

de aquellos espacios urbanos que caracterizan las metrópolis del sur global, donde pobreza y ambiente se combinan trágicamente. Seguidamente, en esas periferias de las regiones metropolitanas se han ido instalando y urbanizando, en forma paralela, barrios privados que no dejan de tener diversos vasos comunicantes con estas otras urbanizaciones prácticamente opuestas. Levantamiento de cotas, redireccionamiento de cauces asociadas a las urbanizaciones o barrios llamados privados, entre otras, funcionan como represas que protegen a unos y fragilizan a otros. En ambos casos comparten una geografía donde, para ambos lados, aquello que constituía las decimonónicas aguas afuera, en el siglo XXI se volvió aguas dentro generando nuevos problemas, aunque no siempre nuevas respuestas.

El entubamiento de arroyos sigue siendo una de las respuestas de la ingeniería sanitaria urbana más comunes que si bien parece constituirse en la solución más sencilla, trae consigo diversos efectos que, en general, se traducen, como se discute más adelante a través de los resultados de la presente investigación, en aumento de la contaminación tanto de los barrios de los arroyos que se entuban como de los ríos a los que esas aguas entubadas llegan.



Imagen 1. Fuente: Fotografía tomada en trabajo en terreno.

Es en este marco que este trabajo se propone debatir estas prácticas a través del estudio de las tensiones involucradas en procesos de contaminación y autodepuración en el espacio urbano, atendiendo especialmente al análisis de arroyos

que atraviesan la urbe metropolitana, entubados en gran parte de su recorrido y salen a cielo abierto en aquellos espacios urbanos que concentran altos niveles de pobreza y contaminación ambiental. Se trata de zonas urbano-periféricas, hasta los años sesenta del siglo XX humedales o campos que se transformaron en espacios densamente poblados y escasamente urbanizados. El barrio Cárcova, donde se realiza este trabajo, se encuentra ubicado en la localidad de José León Suárez, del partido de General San Martín, y es atravesado por un tramo del canal José León Suarez. Este canal se forma a partir de un colector pluvial que, tal como puede observarse en la imagen 1, sale a cielo abierto exactamente en la entrada del barrio y arrastra desde aguas arriba una carga de contaminantes, producto de descargas cloacales e industriales y, seguidamente, recibe en el barrio los aportes de los desagües domésticos.

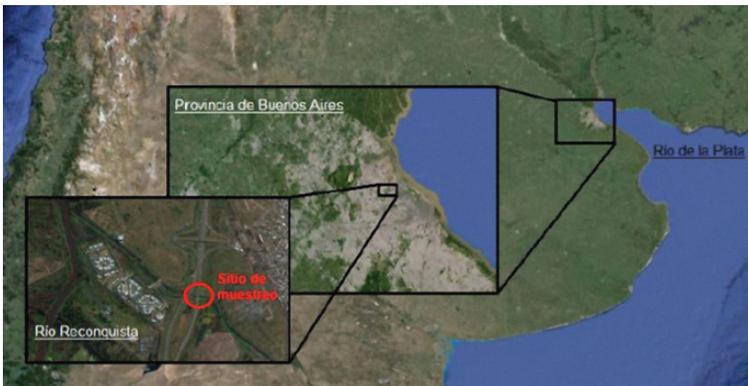


Figura 1. Localización del área en estudio (34°31'19.4"S, 58°35'28.0"W). Imagen obtenida desde Google Maps.

Contrariando las hipótesis señaladas de que estos barrios son los principales productores de contaminación de la urbe, se propone, a través de resultados de investigación, que justamente ocurre lo contrario: en el trayecto en que el canal discurre por el barrio, el agua se limpia y los sedimentos son los que acumulan los contaminantes. De forma tal que los cursos de agua que atraviesan estos barrios ofician como plantas depuradoras de la metrópolis.

En el trabajo de investigación que da origen al presente artículo, se ha efectuado un estudio de los diferentes aportes

de carga orgánica contaminante al agua del canal en el tramo en estudio, su atenuación a lo largo del canal y la incorporación de contaminantes a los sedimentos. Se encontró una gran capacidad de autodepuración del agua superficial, fundamentalmente a partir de procesos de sedimentación y adsorción. De esta manera, la carga contaminante queda acumulada en los sedimentos donde se estabiliza lentamente a partir de procesos anaeróbicos. Se estudiaron, además, los riesgos implicados en el manejo de los sedimentos y la utilización de los mismos procesos estudiados en posibles herramientas de remediación mediante su aplicación en condiciones controladas.

El desarrollo de este estudio se realiza desde una perspectiva transdisciplinar y procura ser un modo de acercarse al estudio de estas dinámicas desde una mirada integral de las dinámicas socioambientales y urbanas, y entendemos que contribuye tanto a la comprensión de estos procesos como al diseño de estrategias urbano-ambientales que vayan más allá del tirar afuera aquello que ya está dentro.

2. Métodos y desarrollo experimental

Tal como se ha señalado, y el título del capítulo así lo expresa, la investigación cuyos resultados se discuten aquí es resultado de un trabajo transdisciplinar. Ello como una perspectiva clave para el estudio de procesos complejos como los que aquí se estudian, donde la vida natural, en este caso de los cursos de agua, es indisociable de los procesos sociales más amplios que involucran la urbanización de la vida. En las siguientes páginas se discuten específicamente los resultados del muestreo realizado en las aguas del arroyo devenido “zanjón”, tal como lo llaman en el barrio; nombre claramente asociado con la contaminación que ese arroyo trae consigo.

2.1. Zona de estudio y puntos de muestreo

Se tomaron muestras de agua en varios puntos a lo largo del canal, desde su salida a cielo abierto (ver fig. 2; punto 1) hasta su intersección con el puente del Camino Buen Ayre (ver fig. 2; punto 12). Solo en los puntos de muestreo 8, 11 y 12 se tomaron muestras de sedimentos.



Figura 2. Ampliación de sitio en estudio. Entre los puntos 11 y 12 se observa el aporte de otro canal proveniente de un barrio vecino (Barrio Curita). Imagen obtenida desde Google Maps.

2.2. Caracterización de la contaminación en aguas y sedimentos

Las muestras de agua se tomaron en frascos estériles de polipropileno de 100 ml. Se analizaron dentro de las 4 horas posteriores a la toma de muestra. Sobre las muestras de agua se determinó pH, turbidez por espectrofotometría visible (620 nm), DQO [1] y recuento de número de bacterias coliformes por dilución en placa agar en medios DEV y EMB. Las muestras se dividieron en tres alícuotas para estimar la contribución del material particulado: una fracción total con todo el contenido de sólidos suspendidos, una fracción filtrada por filtro de papel Whatmann 41 (fracción con material coloidal) y otra centrifugada a 10.000 g por 10 minutos (fracción sin material coloidal).

Las muestras de sedimentos se colectaron y almacenaron en frascos de polietileno a 4 °C. Se conservó la humedad inicial de las muestras con el fin de conservar las condiciones redox iniciales lo más inalteradas posible.

Se determinó humedad relativa por gravimetría y el contenido de materia orgánica oxidable por el método de Walkley Black [2]. Para determinar el contenido de sulfuros solubles en ácido tipo MS (M denota metal bivalente como Fe(II) o Zn(II)) se realizó el ensayo de purga y trampa para sulfuros volátiles en ácido, seguido por conversión a azul de metileno [3, 4]. Previamente, se realizó una determinación estimativa de la cantidad de carbonatos en la muestra por medio de KemessFiss Rating [5]. Se realizó la extracción secuencial de metales estándar recomendada por la Comunidad Boreau de Referencia, usualmente conocida como extracción BCR [6], para determinar la concentración y

distribución de los metales en los distintos componentes del sedimento (Fracción 1: asociada a carbonatos y silicatos; Fracción 2: asociada a óxidos de Mn y Fe; Fracción 3: asociada a sulfuros y materia orgánica; Fracción 4: residual). Se llevó a cabo la determinación de la concentración de Cu, Zn y Fe por Espectrometría de Absorción Atómica (EAA).

Además, se determinó el riesgo de acidificación y liberación de metales *in situ* siguiendo la metodología propuesta por Kersten y Förstner [7].

3. Resultados y discusión

5.1. Parámetros típicos de contaminación cloacal

En la tabla 3 se muestran resultados de parámetros indicadores de contaminación, como la carga orgánica (demanda química orgánica, DQO), el pH, la turbidez y las bacterias coliformes presentes en las aguas analizadas. Los puntos 6, 8 y 11 (marcados en verde) no son tomados del cauce del arroyo, sino de descargas que provienen del barrio (6 y 8) y de una laguna formada por descargas clandestinas (11). Esa laguna no comunica con el canal, salvo tras lluvias intensas. El punto es el lugar donde el arroyo abandona el barrio.

SITIO	PH	TURBIDEZ	DQO (MG/L)	RECUESTO COLIFORMES (UFC/ML)
1	7,92	0,297	200,2	10 E+12
2	7,67	0,038	<50	nd
3	7,79	0,044	<50	nd
4	7,84	0,06	48	nd
5	7,72	0,02	<50	nd
6	7,49	0,132	172,4	nd
7	7,82	0,027	<50	5,5E+04
8	7,54	0,085	59,1	1,8E+08
9	7,58	0,022	<50	nd
10	7,71	0,016	<50	1,8E+08
11	7,81	0,479	<50	2,8E+05
12	7,83	0,055	99,11	1,36E+05

Tabla 3. Parámetros analizados en aguas tomadas en los puntos 1-12 ubicados anteriormente en el mapa.

En general, al observar la tabla 3, se ve que el agua entra con mayor carga contaminante de lo que sale, y que la carga está relacionada con material particulado. Se observa, además, que el arroyo entra al barrio con una carga orgánica (DQO) de 200 mg/l y una población de coliformes en el orden de 10^{12} unidades formadoras de colonias/ml (UFC) lo cual denota contaminación fecal. El conducto pluvial que discurre debajo de avenida Italia en las zonas urbanizadas de José León Suarez se encuentra “pinchado” con efluentes cloacales y, como se verá más adelante y según se ha constatado en trabajos anteriores [8, 9] también industriales. Esta cuestión es clave, por lo menos en dos direcciones. En primer lugar, porque es la ausencia de obra pública, de redes cloacales en los barrios empobrecidos, aquello que determina que la población viva entre las aguas negras así como que el destino final de esas aguas sea el arroyo. Esto en sí es una completa cuestión que convive diariamente en la vida urbana y que hace décadas no recibe respuesta alguna. Seguidamente, porque es también la ausencia de control por parte de las agencias oficiales aquello que permite que las industrias arrojen sus aguas a los arroyos produciendo una contaminación que luego, cuando los canales salen a cielo abierto, no pueden más que indignar al lector atento. Así, estos barrios quedan atrapados entre la contaminación industrial de los arroyos y la ausencia de redes cloacales. En este proceso, como lo indican los datos a continuación, las aguas se depuran con costos ambientales altísimos para la población local.

Tanto la carga orgánica como la población de enterobacterias disminuyen rápidamente en menos de 100 metros a lo largo del zanjón en el barrio hasta valores menores a 50 mg/l para la carga orgánica y $10E4$ UFC/ml para los coliformes. En este tramo del arroyo es donde se comienza a observar una abundante acumulación de sedimentos en el cauce. La carga introducida al arroyo por las descargas barriales (menores en concentración a la carga original con la que el arroyo entra al barrio y de muy bajo caudal) no alcanzan a aumentar nuevamente la carga del canal, tanto por un gran efecto de dilución como por los mismos fenómenos de estabilización antes observados. Puede observarse en el punto 12, que la carga orgánica vuelve a aumentar, siendo atribuible a la confluencia del canal proveniente de Villa Curita, marcado en la figura 1.

En otros trabajos [10] ya habíamos comentado la alta velocidad de autodepuración de las aguas de este arroyo, sin

embargo los datos obtenidos en este nuevo aporte muestran que la velocidad es aún mayor de lo comentado en ese trabajo y solo atribuible a mecanismos físico-químicos de precipitación y adsorción.

El agua sale del barrio (punto 10) con una carga orgánica muy baja y con una concentración de coliformes 8 órdenes de magnitud (10⁸) menor que a la entrada. Sin embargo, el oxígeno disuelto en el agua a lo largo de todo el tramo fue inferior a 2 mg/l a 20 °C (saturación de 25%), y en algunos puntos, cercano a cero. Este efecto, que puede parecer sorprendente en una primer lectura, está relacionado con una gran demanda bentónica de oxígeno generada por los sedimentos del canal que, con características fuertemente reductoras, consumen el oxígeno disuelto, estableciéndose reacciones anaeróbicas que estabilizan el exceso de materia orgánica. En la tabla 4 se muestra la contribución del material coloidal arrastrado por el agua a la carga orgánica del sistema.

MUESTRAS DE SEDIMENTO	DQO AGUA SUPERFICIAL (CENTRIFUGADA)	DQO AGUA CON SEDIMENTO SUSPENDIDO	DQO AGUA FILTRADA
1	<50	395	200
8	<50	550	59
11	<50	3212	<50
12	<50	99	<50

Tabla 4. Valores de DQO (mg/L) en agua superficial de la columna de sedimento, agua con sedimento en suspensión y luego del filtrado de la misma.

La altísima tasa de depuración observada en el canal puede ser atribuida, en parte, a la rápida sedimentación y adsorción del material particulado transportado por el agua en los sedimentos del canal. En las zonas de alta velocidad de corriente como en la salida del canal a cielo abierto (como sería el caso en un entubamiento) esta sedimentación no ocurre, y se transportan los contaminantes aguas abajo.

5.2. Análisis de los sedimentos

En la tabla 5 se muestran parámetros obtenidos en el análisis de sedimentos de los puntos 8, 10, 11 y 12.

	pH	% HUMEDAD	% MATERIA ORGÁNICA	SVA (mg/kg)	Zn (mg/kg)
8	7,69	54,33	13	81	218
10	7,8	55,27	50	292,8	ND
11	8,13	30,88	>80	152	801
12	6,78	41,73	12	685	339

Tabla 5. Parámetros obtenidos en el análisis de sedimentos de los puntos 8, 10, 11 y 12. SVA = sulfuros volátiles en ácido.

La altísima concentración de materia orgánica y sulfuros en el sedimento son claros indicios de que la contaminación orgánica se incorpora rápidamente a los mismos, tal como se desprende de los datos de las aguas. Esta alta concentración de materia orgánica se estabiliza por reacciones biocatalizadas. Al disminuir la concentración de oxígeno disuelto, los microorganismos anaeróbicos comienzan a generar sulfuros que dan al entorno su olor característico.

Asimismo, se determinó [11] que un cambio en las condiciones redox de los sedimentos, tal como el producido por un dragado inadecuado, puede generar drenaje ácido y liberación de metales a la columna de agua, por lo que se deben realizar análisis certeros antes de emprender cualquier acción que involucre, por ejemplo, el dragado de arroyos y ríos. Esto, nuevamente, se vuelve clave en tanto el dragado constituye una acción frecuente de la política pública cuando se trata de dar respuesta a los reclamos de limpieza de estas aguas. De forma tal que no solo la población queda viviendo entre aguas con altos niveles de contaminación, sino que frente a sus constantes reclamos, la respuesta que obtienen contribuye a profundizar los peligros asociados a la contaminación.

5.3. Parámetros de contaminación industrial: metales pesados en sedimentos

Es muy difícil determinar contaminación proveniente de industrias en aguas. Un buen marcador, como son los metales pesados, generalmente no se detecta debido en parte a su baja solubilidad en condiciones de pH neutro y a que las descargas irregulares suelen no ser continuas, sino aleatorias y a horarios inesperados, con el fin de ocultarlas. Sin embargo, la rápida incorporación y acumulación de metales y otros contaminantes

recalcitrantes en los sedimentos dejan escrita en ellos la historia de las descargas en un gran lapso de tiempo. En la tabla 6, los resultados de la concentración de metales encontrada en el canal en estudio se muestran como ejemplo en el punto 10 de muestreo.

CADMIO (mg/kg)	CROMO (mg/kg)	COBRE (mg/kg)	ZINC (mg/kg)
11,4	60,4	220	1468

Tabla 6. Contenido de metales pesados en los sedimentos del canal.

Todos los valores son, según la Nueva Lista Holandesa (2006), Environment Canada (2002), EPA (1997) y el Instituto Nacional del Agua, valores de contaminación que se encuentran por encima del valor de referencia o sobre el rango de efectos bajos, en algunos casos ya sobrepasando el nivel de intervención y/o indicando una significativa preocupación a nivel toxicológico. Para algunos (zinc y cadmio) se encuentran por encima del umbral de efecto alto, indicando efectivamente la probabilidad de que ocurran efectos ecológicos adversos sobre microorganismos bénticos. Para el caso de los 4 metales estudiados, el nivel de contaminación es “muy contaminado”, según los niveles guía utilizados por el INA para estudios de sedimentos sobre la hidrovía Paraguay-Paraná.

Estos resultados muestran una clara contaminación de origen industrial que ingresa a los sedimentos del barrio desde aguas arriba a lo largo del colector pluvial “pinchado” por descargas clandestinas. No se detectaron metales en los sedimentos de los canales de desagüe que surcan el barrio llevando las descargas domiciliarias al canal (muestras 6, 8).

La concentración de metales de los sedimentos disminuye a medida que el canal se aleja del barrio. De esta manera, se puede suponer que el afluente que recibe el canal entre los puntos de muestreo 10 y 12, si bien arrastra alta carga orgánica (ver tabla 3), no arrastra metales pesados que provendrían, entonces, exclusivamente de aguas arriba por el colector “pluvial” por avenida Italia.

5.4. Potencialidades de remediación

Como se comentó más arriba, los procesos de estabilización de materia orgánica se basan en procesos de adsorción, sedimentación

y formación de especies insolubles como sulfuros e hidróxidos de metales pesados. De esta manera, los contaminantes se acumulan en los sedimentos.

Muchas de las reacciones involucradas en estos procesos son biocatalizadas, y en condiciones controladas pueden ser utilizados para la remediación de los sedimentos. Candal *et al.* (2012) [12] aislaron especies microbianas (*Actinobacter*, *Rahnella*) del arroyo con alta capacidad de biosorción y biodegradación de colorantes también detectados en el canal (Curutchet *et al.*, 2012).

Porzionato *et al.* (2013) [8] aislaron especies microbianas sulfato-reductoras y azufre-oxidantes que, utilizadas sobre sedimentos aislados, pueden remediar la contaminación por metales pesados por un proceso de biolixiviación [12].

De esta manera, queda como resultado, a la vez que como nuevos trabajos necesarios de realizar, la posibilidad de diseñar alternativas de mitigación que involucren tareas de mantenimiento en el canal, tales como parquización de sus orillas, retiro de residuos e implementación de medidas de seguridad, etc. Sería posible permitir que el canal continúe su función como virtual planta depuradora de aguas mientras se procede al tratamiento de los sedimentos donde se acumula la contaminación en condiciones controladas. Este tratamiento se puede realizar estimulando los procesos biocatalizados por microorganismos autóctonos y puede, inclusive, recuperar metales de valor que reclaman nuevos trabajos en terreno y en laboratorio.

6. Conclusiones

Como hemos señalado al comienzo de este trabajo, la contaminación de arroyos y ríos en las urbes no es algo nuevo, y muchas de las formas de acción/inacción desplegadas nos han dejado viviendo en una ciudad en donde vivir a la vera del agua se vuelve cada vez más peligroso. Las prácticas de dragado, que muchas veces suelen ponerse en marcha como modos de aliviar la contaminación [8, 9], no hacen más que despertar la contaminación que “duerme” en los sedimentos, contribuyendo a empeorar aquello que se espera remediar. Asimismo, acciones como las de entubamiento y construcción sobre las aguas han tenido y tienen efectos directos sobre el habitar y el transitar la ciudad sobre esos canales cubiertos, así como en aquellos

espacios urbanos otrora periféricos que en el siglo XXI, cual cinta de Moebius, quedaron dentro de las metrópolis. Uno de los efectos más claros está asociado a las permanentes inundaciones que no solo afectan al barrio en cuestión, sino a la cuenca del Reconquista.⁸

Diversas cuestiones surgen como conclusión del trabajo realizado. Importa aquí resaltar algunas. Por un lado, el estudio del arroyo expresa y permite dar cuenta de la posición geopolítica de los barrios que condensan escasa urbanización y consecuente degradación ambiental. Posición que en el comportamiento del arroyo se traduce en una alta carga contaminante que llega al barrio por esas aguas entubadas y que ese arroyo a cielo abierto se encarga de depurar, dejando en la memoria de los sedimentos esa carga contaminante en el barrio. De forma tal que el agua se limpia y la contaminación queda. En otras palabras en su fase acuosa, el río consigue depurarse sino totalmente, en un grado importante, pero en sus sedimentos, y por tanto en el río, quedan las marcas. En la vera de estos ríos o arroyos, como tantos otros del sur global, suelen asentarse las poblaciones más empobrecidas que, como se señaló a lo largo del trabajo, viven afectadas por una contaminación que, de un modo muy relativo, contribuyen a producir. De manera que este proceso, en sí, permite mostrar cómo los cauces de ríos y arroyos a cielo abierto y sin rectificación alguna cumplen una función clave en la depuración de la contaminación; depuración que a través de los procesos biocatalizados, mencionados más arriba, pueden permitir generar procesos de mitigación de la contaminación y mejoramiento, desde ya, de las condiciones de vida de la población.

8 Ver informe del Reconquista (disponible en http://www.cuencareconquista.com.ar/documentos/informe_reconquista.pdf 18/08/2017).

Bibliografía

[1] *Method 5220 D, Closed Reflux, Colorimetric Method* in Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (1995).

[2] **Gelman, F.** (2012). "Application of the Walkley–Black titration for the organic carbon quantification in organic rich sedimentary rocks", *Fuel* 96, pp. 698-610.

[3] **Morse, J. W. et al.** (1987). "The chemistry of hydrogen sulphide and iron sulphide systems in natural waters", *Earth Science Review* 24, pp. 1-42.

[4] **Tabatabai, M. A.** (1982). "Sulphur", en Page, A. L. y Tabatabai, M. A. (eds.): *Methods of soil analysis*. Part 2. Madison, American Society of Agronomy Inc., pp. 501-534.

[5] **Di Nanno, M. P.** (2003). *Acidificación por oxidación del azufre: aspectos microbiológicos y geoquímicos del ciclo en rocas y sedimentos*, tesis de maestría área Ciencias del Suelo, Universidad de Buenos Aires, Escuela para Graduados Alberto Soriano, Buenos Aires, Argentina.

[6] **Ure, A. M.** (1993). "Single extraction schemes for soil analysis and related applications", *The science of the total environment* 178, pp. 3-10.

[7] **Kersten, M. y Förstner, U.** (1991). "Geochemical characterization of the potential trace metal mobility in cohesive sediments", *Geo-Marine Letters* 11, pp. 184-187.

[8] **Porzionato, N. et al.** (2013). "Acid drainage and metal bioleaching by redox potential changes in heavy polluted fluvial sediments", *Advanced Materials Research* 825, pp. 496-499.

[9] **Porzionato, N.; Candal, R. y Curutchet, G.** (2014). "Biocatalyzed acidification and metal leaching processes in sediments of polluted urban streams", *International Journal of Environment and Health* 7, pp. 3-14.

[10] **Curutchet, G.; Grínberg, S. y Gutierrez, R.** (2012). "Degradación

ambiental y periferia urbana: un estudio transdisciplinario sobre la contaminación en la Región Metropolitana de Buenos Aires”, *Ambiente & Sociedade*, v. 15, n. 2, pp. 173-193.

[11] Candal, R. *et al.* (2012). “Alternative treatment of recalcitrant organic contaminants by a combination of biosorption, biological oxidation and advanced oxidation technologies”, en Puzyn, T. y Mostrag-Szlichtyng, A. (eds.): *Organic Pollutants: Ten Years After the Stockholm Convention-Environmental and Analytical Update*, chapter 19. Poland, InTech.

[12] Porzionato, N.; Candal, R. y Curutchet, G. (2014). “Biolixiviación de metales de sedimentos anaeróbicos del Río Reconquista (Argentina) como estrategia potencial de remediación”, en: *4- International Symposium on Environmental Biotechnology and Engineering*, México DF, septiembre.





**ARTÍCULOS DE
ALUMNOS BASADOS
EN SUS
PRESENTACIONES**

Cartografías de riesgos de inundaciones y anegamientos en la provincia de Corrientes (Argentina)¹

Mariana Paola Odriozola²
Félix Ignacio Contreras³



Palabras clave: Inundaciones; anegamientos; SIG; riesgo; Corrientes.

1. Introducción

Los conocimientos referidos a la topografía del lugar constituyen la base de toda investigación referida al estudio, ya sea directa o indirectamente, de los paisajes, sus dinámicas y evolución. Esto conlleva que esta información resulte de interés para diversas ciencias y no exclusivamente a la geografía.

En el análisis del relieve, el concepto de pendiente desempeña un papel esencial. Toda porción de la superficie presenta un declive que es necesario calcular. No existe la pendiente nula: aun un lago antiguo colmatado presenta una inclinación [1].

Para que exista un escurrimiento son necesarios fundamentalmente dos factores: las precipitaciones y una pendiente que permita la circulación del agua. Esto marca la importancia de conocer la topografía del lugar, ya que la existencia de una depresión tenderá a retener

1 Esta investigación fue llevada a cabo gracias al Proyecto "Evaluación de la diversidad íctica en la planicie del río Paraná Medio". SGCyT – UNNE, B009-2014 (2015- 2018). Res. 155/15 C.S.

2 Instituto de Investigaciones Biotecnológicas (CONICET-UNSAM) Chascomús, Argentina.

3 Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Corrientes, Argentina. figcontreras@hotmail.com.

agua por un tiempo determinado, impidiendo muchas veces la formación de corrientes.

En relación con los riesgos por inundación y anegamientos urbanos, Contreras y Fantín [2] mencionan la ciudad de Corrientes como un claro ejemplo de las consecuencias que genera la expansión urbana sobre cursos autóctonos y áreas anegables, que pueden ser extrapolables a la gran mayoría de las localidades de la provincia. Según los autores, la inexistencia de lugares propicios para el crecimiento espacial de una ciudad en todas las direcciones, conlleva a que aquellos sitios más favorables sean muy demandados y, por consiguiente, aumente el valor de la tierra asociado a la especulación inmobiliaria.

Como consecuencia de ello, se ocupan espacios que naturalmente son anegables y/o inundables, aumentando la exposición de la población luego de intensas precipitaciones frente a riesgos de pérdidas materiales, la imposibilidad del acceso y la exposición a riesgos referidos a la salud ambiental.

En este contexto, en Odriozola y Contreras [3], teniendo en cuenta la gran distribución de ríos, esteros, cañadas y lagunas que posee la provincia de Corrientes, se han distinguido tres tipos de riesgos relacionados con las inundaciones y anegamientos. En primer lugar *las inundaciones por desborde de los ríos Paraná y Uruguay* (Tipo de riesgo 1), principales cursos de agua autóctonos. En segundo lugar, los riesgos de *inundaciones y anegamientos de cursos autóctonos* (Tipo de riesgo 2), los cuales son tributarios de los anteriormente mencionados y, por último, *el anegamiento de áreas deprimidas* (Tipo de riesgo 3) correspondientes a paleocauces, esteros, cañadas, lagunas, etcétera.

Es por ello que fue necesario utilizar herramientas de análisis espacial que permitieran identificar y explicar las causas por las cuales determinados sectores urbanos se ven afectados en los eventos extremos de inundaciones, al margen de encontrarse, aparentemente, lejos de determinados cursos de agua. En este sentido, los Sistemas de Información Geográfica, a través de los Modelos Digitales de Elevación (MDE), brindan herramientas de análisis espacial que permiten identificar estas áreas desfavorables para la instalación urbana.

Bajo esta idea, los Modelos Digitales del Terreno (MDT) se han definido como un conjunto de datos numéricos que describen la distribución espacial de una característica del territorio

[4]. Se incluyen, según Felicísimo [5], en la categoría de modelos simbólicos [6], donde las relaciones de correspondencia que se establecen con el objeto tienen la forma de algoritmos o formalismos matemáticos. En este caso, los MDT presentan algunas ventajas sobre el resto de los modelos, derivadas de su naturaleza numérica: no ambigüedad, posibilidad de modelización de procesos con una deducción estricta, verificabilidad y repetitividad de los resultados.

Frente a lo expuesto, el objetivo de este trabajo es aplicar los MDE para la generación de cartografía de riesgo de inundaciones y anegamientos en Corrientes.

2. Materiales y métodos

2.1. Generación del Modelo Digital de Elevaciones

Para generar un MDE mediante el software Global Mapper 15.1, se ha descargado la imagen Shettle Radar Topography Mission (SRTM, por su siglas en inglés) de 3 arcos por segundo (resolución de 90 m) de la localidades de Itatí, San Roque y Santo Tomé (Corrientes, Argentina). Posteriormente fue exportada como un archivo ráster en formato GeoTIFF, para luego ser analizado mediante las herramientas de análisis espacial del software ArcGIS 10.1.

2.2. Análisis espacial del terreno y generación de cartografías de riesgo de inundaciones

Con la herramienta Análisis Espacial, Superficie, Contorno se han generado curvas de nivel con una equidistancia de 1 m, a fin de delimitar el valle de inundación de los ríos y arroyos ubicados en las tres localidades de estudio.

En un paso siguiente, al MDE generado se le superpusieron las imágenes de alta definición suministradas por el World Imagery, permitiendo discriminar aquellos sectores de las localidades que se encuentran bajo riesgo de inundación y/o anegamiento por encontrarse dentro de los respectivos valles de inundación.

A partir de la información generada, se han confeccionado cartografías temáticas de riesgo por inundación y anegamiento de cada localidad.

3. Resultados y discusión

Con frecuencia se cae en el error de considerar que los ríos Paraná y Uruguay son los únicos responsables de dejar expuestas a las ciudades frente a inundaciones, siendo la población indiferente ante estos riesgos por considerar que ambos cursos de agua se encuentran relativamente lejos, sin tener en cuenta que los ríos y arroyos autóctonos son las principales causas de exposición. Por tal motivo es que Odriozola y Contreras [3] destacan que los Riesgos Tipo 2 serían los más peligrosos, no por el caudal que puedan alcanzar estos cursos menores, sino por el desconocimiento e indiferencia de la población local, al no tener en cuenta la línea de ribera a la hora de establecer los límites del ejido urbano.

La ciudad de San Roque es un claro ejemplo de esta situación. Ubicada sobre la margen izquierda del río Santa Lucía, presenta riesgos de inundaciones generados por dos cursos de agua. El primero y principal, por el río Santa Lucía, que expone de forma directa al ejido urbano ubicado al NO, como se puede observar en la figura 1, por debajo de la curva de nivel de 59 m. Sin embargo, la presencia del arroyo Baró, un curso menor que atraviesa la ciudad con dirección SE-NO, aumenta los riesgos de inundaciones, ya que en períodos de creciente, el río

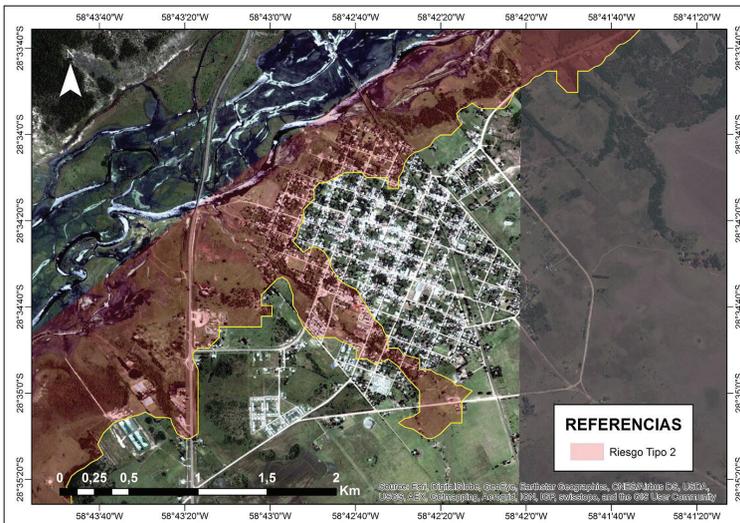


Figura 1. Cartografía de riesgo de inundaciones y anegamientos en la localidad de San Roque, Corrientes, Argentina (Fuente: Elaboración propia basada en imágenes SRTM provistas por USGS y el World Imagery en ArcGIS 10.1).

Santa Lucía ingresará por el mismo afectando un gran número de manzanas. Por otra parte, al margen de que las aguas del Santa Lucía se encuentren bajas, precipitaciones intensas en poco tiempo exponen a este sector a sufrir anegamientos.

El empleo de los SIG ha permitido detectar que todas las localidades ubicadas sobre las márgenes de ríos y arroyos poseen, en diferentes magnitudes, serios riesgos de inundaciones, pero a su vez poseen áreas naturalmente deprimidas correspondientes a esteros, cañadas y lagunas que en años secos se secan por completo. Es allí, según Contreras [7], cuando la especulación inmobiliaria potencia los riesgos de anegamiento, ya que según imágenes satelitales, las localidades de la provincia de Corrientes presentan crecimientos espaciales en áreas periurbanas en dichos momentos. La adquisición de terrenos desfavorables para el asentamiento urbano tendrá un mayor valor inmobiliario en períodos secos que en períodos húmedos, y de allí la necesidad de aportar herramientas de gestión y control para la toma de decisiones respecto a la planificación urbana en espacios fuertemente expuestos a sufrir recurrentemente eventos de inundación y sequías.

4. Conclusiones

La provincia de Corrientes dista de tener un paisaje completamente plano, como se lo suele representar cartográficamente. Por otra parte, sobre su territorio es posible detectar el efecto del agua en el modelado de sus paisajes, independientemente de tratarse de regiones, topográficamente altas o bajas.

Con frecuencia se asocian los riesgos de inundaciones únicamente con las crecientes de los ríos Paraná y Uruguay, sin considerar que los mismos pueden ingresar al territorio provincial a través de sus tributarios, que en este caso son cursos autóctonos cuyo caudal depende de las precipitaciones locales.

La especulación inmobiliaria en períodos secos sería la principal causa de ocupación de áreas desfavorables para el asentamiento urbano, cuyas consecuencias se observan al retornar un período húmedo. El ordenamiento territorial y la planificación urbana, sumados a un riguroso control sobre los procesos de ocupación de nuevos espacios, son las claves para reducir al mínimo la exposición de la población.

En este sentido, los modelos de elevación digital brindan un gran número de posibilidades de análisis espacial, los cuales contribuyen al conocimiento local sobre el contexto que rodea a un determinado lugar. Es allí donde una visión en tres dimensiones del territorio es fundamental a la hora de tomar decisiones referidas al ordenamiento territorial y en especial a la planificación urbana, disminuyendo los riesgos que se generan desde la especulación inmobiliaria.

Bibliografía

- [1] Derruau, M. (1966). *Geomorfología*. Barcelona. Ariel.
- [2] Contreras, F. I. y Fantín, M. A. (2015). “El riesgo de la población a inundaciones por lluvias como consecuencia de la dinámica de expansión urbana sobre paisajes anegadizos. El caso de la ciudad de Corrientes (Argentina)”, *Folia Histórica del Nordeste* 23, Dic., pp. 97-112.
- [3] Odriozola, M. P. y Contreras, F. I. (2016). “Aplicación de Modelos Digitales de Elevación en la generación de cartografías de riesgo de inundaciones de cursos autóctonos en áreas urbanas de la provincia de Corrientes”, en: *XI Jornadas Nacionales de Geografía Física*, San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, 4-6 de mayo.
- [4] Doyle, F. (1978). “Digital terrain models: an overview”, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v. 44, n. 12, pp. 1481-1485.
- [5] Felicísimo, Á. (1999). *Modelos Digitales del Terreno. Introducción y aplicaciones a las ciencias ambientales*. 3ª ed. Oviedo, Pentalfa Ediciones.
- [6] Turner, J. (1970). *Matemática moderna aplicada. Probabilidades, estadística e investigación operativa*. Madrid, Alianza Editorial.
- [7] Contreras, F. I. (2015). “El impacto ambiental del crecimiento espacial de la ciudad de corrientes sobre lagunas periurbanas”, *Boletín Geográfico* 7, Dic., pp. 29-42.

Estudio de indicadores físico-químicos y toxicológicos del agua superficial del bajo río Paraná¹

Julieta Peluso²
Carolina M. Aronzon³
Cristina S. Pérez Coll⁴



Palabras clave: Anfibios; bioensayos de toxicidad; ecotoxicología; humedales; calidad del agua.

1. Introducción

Los humedales de la cuenca del río Paraná brindan bienes y servicios ecológicos que garantizan la calidad de vida de las poblaciones, desde la regulación hídrica y el ciclado de nutrientes hasta procesos asociados a la producción primaria y secundaria y provisión de hábitat. Las actividades humanas degradan los ecosistemas y llevan a una pérdida de dichos bienes y servicios. En el tramo final del río Paraná se desarrollan actividades agropecuarias e industriales que vienen generando un creciente impacto ambiental [1]. El área está densamente poblada, con ciudades como Rosario, San

1 Agradezco al Instituto de Ingeniería Ambiental (3iA) de la Universidad Nacional de San Martín, por brindar un ámbito propicio para realizar las investigaciones y fomentar el desarrollo profesional. A Ferring S.A. por proveer la gonadotropina coriónica humana. A CONICET, PIP 2014-2016 Res. 112-201301-00140-CO "Evaluación de la calidad ambiental a lo largo del tramo final del bajo Paraná. Integración de parámetros ecotoxicológicos y físico-químicos a información satelital para el uso sustentable del área", dirigido por la Dra. Pérez Coll. A mis directoras de trabajo, Carolina M. Aronzon y Cristina S. Pérez Coll, por su colaboración, aportes y apoyo a lo largo del trabajo.

2 Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (UNSAM)/CONICET, Argentina. juli.peluso@hotmail.com.

3 Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (UNSAM)/CONICET, Argentina. carolinaaronzon@hotmail.com.

4 Laboratorio de Ecotoxicología, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (UNSAM)/CONICET, Argentina. cris060957@yahoo.com.ar.

Nicolás, Ramallo, San Pedro, Zárate y Campana, que generan una importante carga de desechos domiciliarios. Asimismo, funcionan desde parques industriales con actividades metalúrgicas hasta papeleras, curtiembres, madereras, que dan origen a efluentes que son volcados a los cursos de agua de la cuenca del río Paraná; además de una intensa producción agrícola-ganadera.

Respecto a la calidad ambiental del río Paraná, Bernasconi y otros [2] informaron acerca de niveles contaminantes de Zn, Cu, Cd, Pb, Ni y Hg en aguas y sedimentos de los ríos San Lorenzo y Saladillo y del arroyo Pavón. Asimismo se informaron sobre los niveles de Zn, Cu y Cr superiores a los niveles guía para la protección de la vida acuática en el Paraná de las Palmas [3]. Los aportes de nutrientes derivados de actividades agrícolas, ganaderas y de urbanización también deterioran el agua. Mugni y otros [4] estudiaron los valores de nutrientes (P reactivo soluble, nitrato) en un arroyo pampeano, resultando significativamente más altos en aguas próximas a parcelas cultivadas con soja-trigo y tratadas con fertilizantes, que en las aguas próximas a parcelas sin tratar. Asimismo, el P y NO_3^- fueron más altos en sitios próximos a áreas de asentamiento de ganado más que por cultivo de soja. Riglos y otros [5] estudiaron N, P y C como marcadores de actividad antrópica en sitios correspondientes a la cuenca superior, media e inferior del río Paraná, midiendo niveles de NH_4^+ que superaron los niveles guía para la protección de la vida acuática en los ríos San Lorenzo, Saladillo y Luján. Los sedimentos del río Paraná en sus tramos medio y final hasta la desembocadura del río Luján inclusive, fueron evaluados mediante estudios ecotoxicológicos con *Hyalella curvispina* [6], las muestras de las desembocaduras de los arroyos San Lorenzo, Saladillo y Pavón evidenciaron una disminución significativa en la sobrevivencia de los anfípodos expuestos. Dicha toxicidad sería consistente con la presencia de metales pesados contaminantes [2] y plaguicidas [7] en esos sitios. Este escenario revela la necesidad de monitorear el área en forma permanente y tomar decisiones basadas en conocimientos científicos, a los efectos de proteger el ecosistema y la salud humana.

Los anfibios se destacan como monitores de procesos ecosistémicos, dado que son valiosos indicadores de la calidad ambiental y desempeñan múltiples roles en los ecosistemas [8]. También, presentan una alta sensibilidad a los cambios

físico-químicos del medio acuático. Así, procesos de concentración de solutos [9] o la presencia de agroquímicos pueden afectar seriamente la calidad del hábitat para estos organismos [10]. Desde las últimas décadas, los anfibios vienen teniendo gran relevancia a nivel mundial, ya que muchas de sus poblaciones han disminuido considerablemente, y ha aumentado también la incidencia de malformaciones [11, 12]. Los anfibios aportan la mayor proporción de especies entre los vertebrados en peligro de extinción [13], siendo las principales causas la degradación y la contaminación de sus hábitats [12]. Los estanques y charcas temporales, donde se reproducen y desarrollan, reciben nutrientes y contaminantes como consecuencia de la deriva o lavado de los suelos, que se concentran por la radiación solar en primavera-verano, coincidiendo con la época reproductiva y las etapas más susceptibles del ciclo de vida de los anfibios [12].

En particular, *Rhinella (Bufo) arenarum* tiene una amplia distribución en Sudamérica, identificándose como una de las especies con mayor incidencia de malformaciones en la región media-este de la Argentina, zona dominada principalmente por la agricultura. Bionda y otros [14], registraron una disminución en la masa corporal de las larvas de *R. arenarum* que habitan zonas agrícolas, como consecuencia de una disminución en la alimentación, en comparación con las larvas de los sitios controles. Estos posibles efectos de los ambientes modificados pueden comprometer la continuidad de la población, alterando la supervivencia, reproducción y reclutamiento [15, 16, 17].

Los bioensayos de toxicidad en laboratorio constituyen una herramienta de diagnóstico realista, que se ajusta a las necesidades actuales facilitando la toma de decisiones frente a los problemas planteados por la contaminación. Para obtener informes ecotoxicológicos representativos de la fauna herpetológica argentina, se desarrolló el test estandarizado de toxicidad AN-FITOX [18], que utiliza embriones y larvas de *R. arenarum* para evaluar la toxicidad aguda, crónica corta y crónica en distintos estadios tempranos del desarrollo.

Así, la evaluación ecotoxicológica en diferentes etapas del ciclo de vida de los anfibios, junto al análisis de parámetros físico-químicos del agua, resultan de suma utilidad ya que contribuyen a una evaluación integrada del impacto de la contaminación sobre el ecosistema.

2. Metodología

2.1. Muestreo de agua superficial

El diseño de muestreo y el procedimiento de toma de muestras de agua superficial, fraccionamiento, preservación y conservación se realizaron siguiendo las recomendaciones y consideraciones del documento PT-Mu-02 “Muestreo de aguas superficiales” [19]. En el marco de un estudio preliminar se realizó una primera campaña de muestreo de agua en abril de 2016, en dos sitios de estudio. El primer punto fue sobre el arroyo de la Cruz (S1: S 34° 08' 587" O 58° 59' 174"), en el partido de Campana, el cual atraviesa zonas industriales; mientras que el segundo punto fue sobre el río Arrecifes (S2: S 33° 49' 80" O 59° 35' 601"), en el partido de Baradero, cuyas aguas circulan por amplios campos de cultivo (figura 1).

2.2. Medición de parámetros físico-químicos *in situ*

En cada sitio se midieron los siguientes parámetros: pH (Adwa AD12), penetración luminosa con disco de Secchi, temperatura, oxígeno disuelto (OD, Lutron PDO-519), conductividad eléctrica (CE, Adwa AD203) y profundidad.

2.3. Medición de parámetros físico-químicos en laboratorio

Los sólidos suspendidos totales se midieron por filtración de las muestras en filtros GF/F hasta saturación de los mismos.

Los aniones se midieron en muestras conservadas a 4 °C. DBO5 (Método del oxígeno disuelto) y DQO (Método HACH 8000), nitrógeno amoniacal (Método 8155), fosfatos (Método 8048), nitratos (Método 8039), nitritos (Método 8153), cloruros (Método 8113) utilizando un espectrofotómetro HACH DR. Además, se determinó la concentración de los siguientes metales pesados por ICP-masa: Ar, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn.

Con dichos resultados se calcularon dos Índices de Calidad de Agua (ICA): el ICA de Berón 1994 [20] y el ICA del Water Research Center [21].

2.4. Bioensayos de toxicidad

La toxicidad de las muestras de agua se evaluó mediante bioensayos estandarizados de laboratorio (ANFITOX) crónicos (21 días) con embriones y larvas tempranas de *R. arenarum*, registrándose los efectos letales y subletales por exposición a las muestras de agua procedentes de los distintos sitios de muestreo [18].

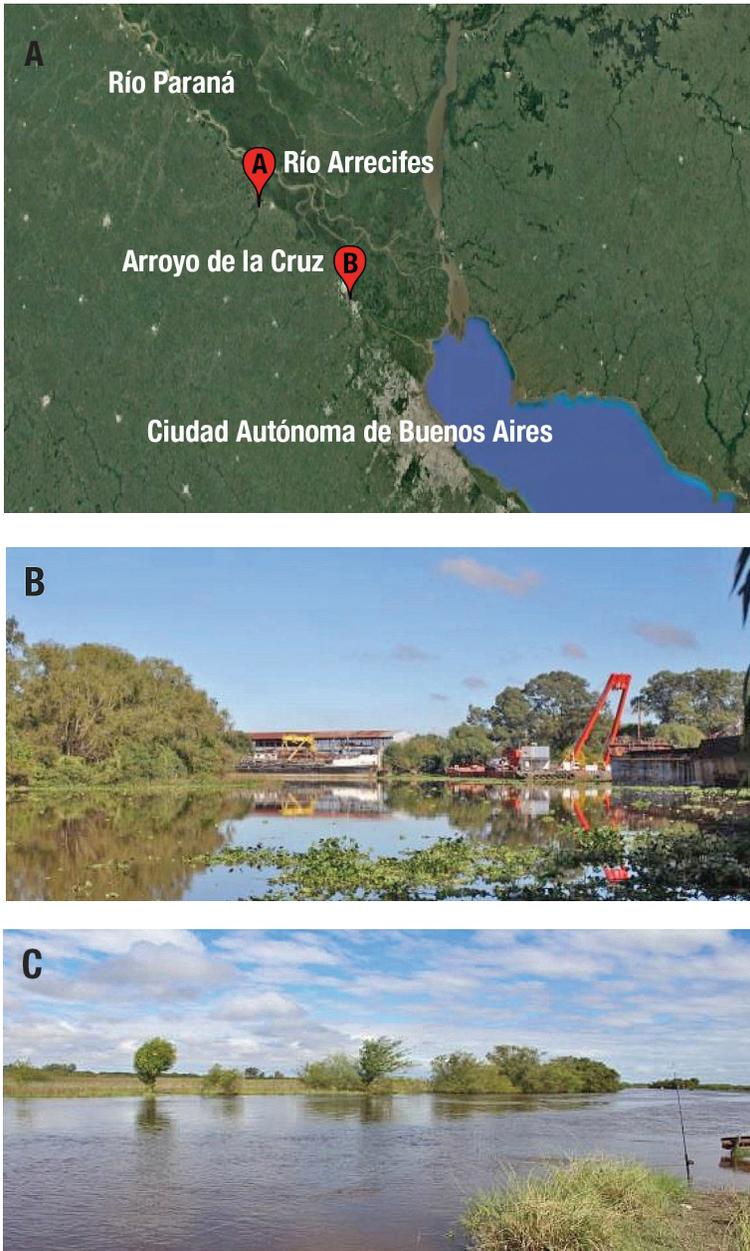


Figura 1 (A). Imagen satelital de los dos sitios de muestreo, arroyo de la Cruz (S1) y río Arrecifes (S2) (Fuente: Google Earth); (B). Foto del sitio de muestreo del arroyo de la Cruz; (C). Foto del sitio de muestreo del río Arrecifes.

Para el estudio de los efectos letales, se realizó un gradiente de dilución de las muestras compuestas (100%, 75%, 50%, 25%, 12%) preparadas en una solución salina suave ANFITOX (SA). Los bioensayos se realizaron exponiendo 10 individuos por cápsula de Petri (cubiertas, formando cámaras) con 40 ml de muestra (por triplicado) a 20 °C +/-1, en simultáneo con los correspondientes controles en SA. Los ensayos fueron semiestáticos (renovación completa del medio cada 48 h), la supervivencia fue evaluada diariamente descartando los organismos muertos. Se analizaron los datos de sobrevivencia utilizando el programa Probit a fin de determinar las Concentraciones Letales 50 (CL50) [22].

A partir de los bioensayos se evaluaron también, cada 24 h, los efectos subletales como: alteraciones en la morfogénesis, anomalías en la distribución del pigmento, descamación, incurvaciones del eje y edemas. Asimismo, se evaluaron alteraciones en el progreso del desarrollo, inhibición en el crecimiento y desórdenes neurológicos. El estudio de los efectos letales y subletales se realizó bajo lupa estereoscópica y fotografía.

3. Resultados

3.1. Resultados de la medición de los parámetros físico-químicos

Con respecto a los parámetros físico-químicos, se destacan los bajos valores de OD. Además, la concentración de nitritos de la muestra del río Arrecifes presentó el mismo valor que el establecido por el Decreto 831/93, encontrándose en el límite de lo permitido. Para dicho sitio sucedió lo mismo con el valor de arsénico (tabla 1).

En cuanto a los metales, las concentraciones de Cu fueron mayores a lo reglamentado por el Decreto 831/93 para la protección de la vida acuática (tabla 1).

Parámetro	S1	S2	Valor guía (Decreto 831/93)
Temperatura °C	22	22	ND*
pH	7,29	8,01	ND
OD (mg/L)	3,4	4,1	ND
Conductividad (uS/L)	411	1613	ND

Sólidos susp. totales (g/L)	0,0172	0,063	ND
Sólidos volátiles (g/L)	0,007	0,015	ND
Sólidos fijos (g/L)	0,0102	0,048	ND
Amonio (mg/L)	0,18	0,11	1,37
Fosfato (mg/L)	1,9	4,4	ND
Nitrato (mg/L)	0,6	0,19	ND
Nitrito (mg/L)	0,022	0,06	0,06
Cloruros (mg/L)	14,4	84	ND
DBO ₅ (mg/L)	2	3,35	ND
DQO (mg/L)	53	62	ND
Arsénico (ug/L)	5,7	46	50
Cobre (ug/L)	3	4	2
Cromo (ug/L)	0,4	0,9	2
Níquel (ug/L)	1,2	1	25
Plomo (ug/L)	0,6	0,5	1
Zinc (ug/L)	9,3	6,1	30

*ND: No disponible por bibliografía.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos medidos *in situ* y en laboratorio para las muestras de agua del arroyo de la Cruz (S1) y el río Arrecifes (S2).

Los ICA indican niveles de contaminación intermedia para ambos sitios, aunque se observan valores aún más bajos en S2 reflejando una menor calidad del agua en ese sitio (tabla 2).

ICA	S1	S2
ICA Water Research Center	57	53
ICA Berón, 1994	7,5	7
Clasificación	Polución leve	Polución leve

Tabla 2. Índices de calidad de agua para las muestras de agua del arroyo de la Cruz (S1) y el río Arrecifes (S2) según Water Research Center y Berón (1994).

3.2. Resultados de los bioensayos de toxicidad en la etapa embrionaria

En las figuras 2A y 2B se pueden observar las curvas de sobrevivencia, indicando el porcentaje de supervivencia de los embriones expuestos a diluciones de las muestras compuestas de cada sitio en función del tiempo.

Para S1 se puede observar un patrón de toxicidad marcado, en el cual la concentración 100% de la muestra causó una mayor mortalidad en comparación al control SA a partir de las 48 h, mientras que la concentración 12% no presentó diferencias significativas con SA a lo largo de las 504 h (figura 2A). Además, para dicho sitio se pudieron calcular las CL_{50} , con sus intervalos de confianza a partir del período agudo, siendo de 54,7% (15,5%-30,5%) a las 96 y 168 h, y disminuyendo a las 504 h a 49% (21%-22,6%); sin presentar diferencias significativas entre sí.

Para S2 se puede observar que el porcentaje de sobrevivencia se mantuvo constante para las diferentes concentraciones a lo largo de las 504 h, sin presentar mortalidad significativa en comparación al control SA (figura 2B).

A su vez, la toxicidad de las muestras ambientales por exposición crónica resultó significativamente diferente entre ambos sitios, pudiéndose observar una mayor mortalidad en S1.

Con respecto a las malformaciones, se observó que para los tres tiempos de exposición, S2 causó un mayor porcentaje de malformaciones el cual resultó máximo a las 48 h, llegando a 83,9% y disminuyendo en tiempos más avanzados a un 12,7% correspondiéndose con un aumento en la mortalidad de los individuos (figura 3).

3.3. Resultados de los bioensayos de toxicidad en la etapa larval

En las figuras 4A y 4B se pueden observar las curvas de sobrevivencia, en las que se indica el porcentaje de supervivencia de las larvas expuestas a diluciones de las muestras compuestas de cada sitio en función del tiempo.

Para S1 se puede observar que no hubo mortalidad significativamente diferente a la de los controles, manteniéndose la sobrevivencia constante a lo largo del tiempo para las diferentes diluciones (figura 4A).

Para S2 se observa una mortalidad significativa a partir de las 114 h para la concentración 100% en comparación al control SA, sin registrarse mortalidad significativa en las demás diluciones (figura 4B).

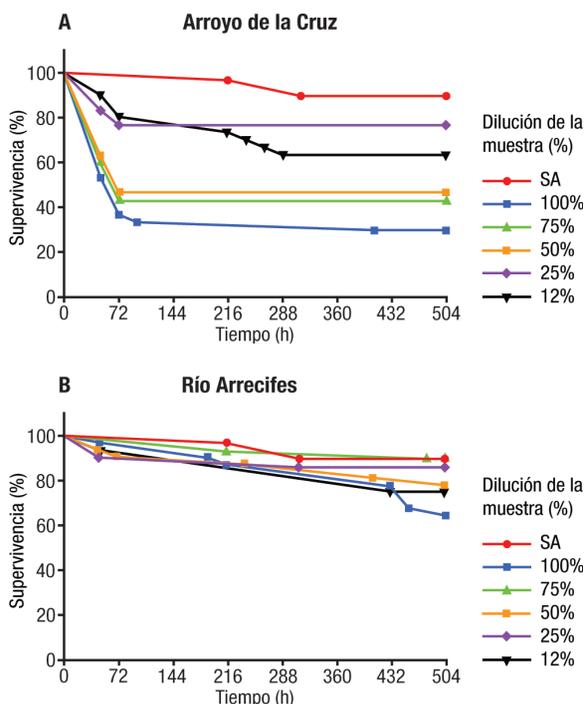


Figura 2 (A). Curva de sobrevivencia de embriones de *R. arenarum* expuestos a un gradiente de diluciones de la muestra de agua del arroyo de la Cruz por 504 h; (B). Curva de sobrevivencia de embriones de *R. arenarum* expuestos a un gradiente de diluciones de la muestra de agua del río Arrecifes por 504 h.

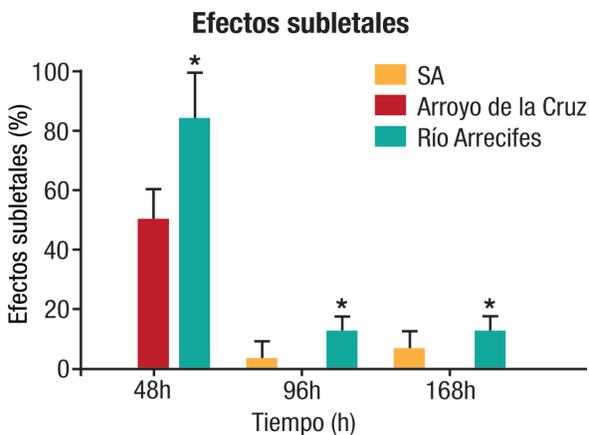


Figura 3. Porcentaje de efectos subletales en embriones de *R. arenarum* por exposición a las muestras compuestas de agua del arroyo de la Cruz y del río Arrecifes al 100% evaluadas en tres tiempos diferentes (*Diferencia significativa con el control SA).

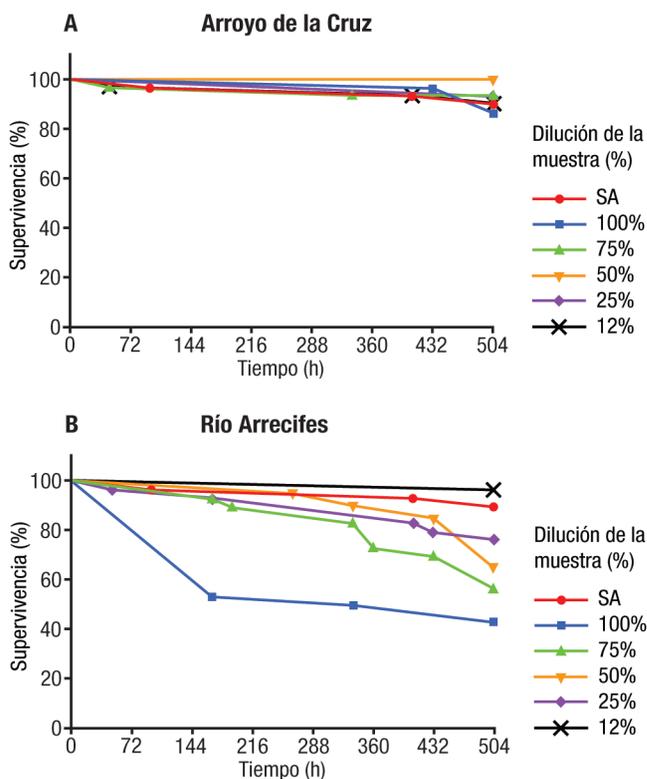


Figura 4. (A). Curva de sobrevivencia de larvas de *Rhinella arenarum* expuestas a un gradiente de diluciones de la muestra de agua del arroyo de la Cruz por 504 h; (B). Curva de sobrevivencia de larvas de *Rhinella arenarum* expuestas a un gradiente de diluciones de la muestra de agua del río Arrecifes por 504 h.

Respecto a lo observado en la exposición en la etapa embrionaria, se registró una inversión en el patrón de toxicidad en la etapa larval, en la que la muestra de agua de S2 causó una mayor mortalidad, mientras que la de S1 no causó mortalidad significativa.

4. Discusión

Con respecto a los parámetros físico-químicos, se observa una degradación en la calidad del agua de ambos sitios en el período evaluado, viéndose reflejado en los valores de los ICA, los

cuales muestran una polución leve de acuerdo con los parámetros de ambas muestras. Según ambos ICA, el río Arrecifes presenta una menor calidad de agua en comparación al arroyo de la Cruz; probablemente porque dicho sitio tiene una mayor cantidad de parámetros con valores próximos o directamente fuera del límite establecido para la protección de la vida acuática, tales como nitritos, arsénico y cobre.

Por un lado, el río Arrecifes presentó una mayor concentración de nitritos en las aguas, próximo al límite de lo permitido para la protección de la vida acuática establecido por el Decreto 831/93 [23]. Este hecho podría deberse al uso de fertilizantes nitrogenados en los campos con alta actividad agrícola por los cuales atraviesa dicho río [24, 25], y/o a una alta carga ganadera [25].

Por otro lado, se esperaba encontrar valores más altos de metales pesados en las muestras de agua del arroyo de la Cruz debido a la pesada actividad industrial de la zona, sin embargo, solo se encontraron niveles de Cu mayores a lo reglamentado en ambos sitios y concentraciones de OD bajas (Decreto 831/93) [23]. Más aún, en la muestra de agua del río Arrecifes se encontraron niveles de Cu, As y Cr más altos en comparación al arroyo de la Cruz, pudiendo estar relacionado con la degradación de pesticidas que contienen en su formulado metales pesados [26].

El arroyo de la Cruz causó una mayor toxicidad sobre los embriones, mientras que la exposición de los embriones al agua del río Arrecifes produjo una mayor incidencia de malformaciones. Por otro lado, si bien los pesticidas no fueron analizados en estas muestras, se sabe que muchos pesticidas causan efectos subletales en los embriones de *R. arenarum*, lo cual podría correlacionarse con los efectos causados por el río Arrecifes sobre dicho estadio [por ejemplo, 29]. Si bien estos efectos no son letales a corto plazo, pueden afectar el normal desarrollo de los individuos y disminuir el fitness de los mismos, afectándolos niveles poblacionales.

En el estadio larval se observó una inversión en el patrón de toxicidad con respecto a la etapa embrionaria, por lo cual las muestras de agua del río Arrecifes causaron una mayor letalidad. Este estudio destaca la importancia de evaluar los efectos en distintos estadios del desarrollo cronificando la exposición, además de evaluar también los efectos subletales. Además de que las larvas expuestas a altas concentraciones de nitrito nadan con dificultad, muestran fallas en el equilibrio y parálisis, sufren anomalías y edemas y, eventualmente, mueren [30].

Si bien estos resultados corresponden a un estudio preliminar, de una única campaña de muestreo, y es necesario continuar con el monitoreo a lo largo del tiempo, este estudio alerta sobre la degradación del río Paraná en su cuenca baja y la utilidad de las herramientas empleadas para utilizarse en la toma de decisiones para la protección de humedales.

Bibliografía

- [1] **Kandus, P.; Quintana, R. y Bó, R. F.** (2006). *Patrones de paisajes y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná: mapa de ambientes*. Buenos Aires, Pablo Casamajor Ediciones.
- [2] **Bernasconi, C. et al.** (2010). “Monitoreo de los principales afluentes del río Paraná: Cadmio, Cobre, Cromo, Niquel, Plomo y Zinc en aguas, sedimentos y biota”, en: *Libro de resúmenes. III Congreso Argentino SETAC “Ecotoxicología: reflexiones en el año del Bicentenario”*. Santa Fe, pp. 95-96.
- [3] **Cataldo, D. et al.** (2001). “Environmental toxicity assessment in the Paraná River delta (Argentina): simultaneous evaluation of selected pollutants and mortality rates of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) early juveniles”, *Environmental Pollution* 112, pp. 379-389.
- [4] **Mugni, H.; Paracampo, A. y Bonetto, C.** (2013). “Nutrient Concentrations in a Pampasic First Order Stream with Different Land Uses in the Surrounding Plots (Buenos Aires, Argentina)”, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 91(4), pp. 391-395.
- [5] **Riglos, C.; Abelando, M. y Apartin, C.** (2010). “Monitoreo de los principales afluentes del río Paraná: análisis de nutrientes”, en: *Libro de resúmenes III. Congreso Argentino SETAC “Ecotoxicología: reflexiones en el año del Bicentenario”*. Santa Fe.
- [6] **Peluso, L. et al.** (2013). “Integrated ecotoxicological assessment of bottom sediments from the Paraná basin, Argentina”, *Ecotoxicology and environmental safety* 98, pp. 179-186.
- [7] **Marino, D. y Ronco A.** (2005). “Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina”, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 75(4), pp. 820-826.
- [8] **Ossana, N. A.; Castañé, P. M. y Salibián A.** (2013). “Use of *Lithobates catesbeianus* Tadpoles in a Multiple Biomarker Approach for the Assessment of Water Quality of the Reconquista River (Argentina)”, *Archives of environmental contamination and toxicology*, 65(3), pp. 486-497.

- [9] Ortiz-Yusty, C. E.; Páez, V. y Zapata, F. A. (2013). "Temperature and precipitation as predictors of species richness in northern Andean amphibians from Colombia", *Caldasia*, 35(1), pp. 65-80.
- [10] Blaustein, A. R. et al. (2003). "Ultraviolet radiation, toxic chemicals, and amphibian population declines", *Diversity and distributions*, 9(2) pp. 123-140.
- [11] Wake, D. B. y Vredenburg, V. T. (2008). "Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians", *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (Suppl. 1), pp. 11466-11473.
- [12] Mann, R. M. et al. (2009). "Amphibians and agricultural chemicals: review of the risks in a complex environment", *Environmental pollution*, 157(11), pp. 2903-2927.
- [13] Stuart, S. et al. (2004). "Status and trends of amphibian declines and extinctions world wide", *Science* 306, pp. 1783-1786.
- [14] Bionda, C. et al. (2012). "Ecología trófica en larvas de *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) en agroecosistemas y sus posibles implicaciones para la conservación", *Revista de Biología Tropical*, 60(2).
- [15] Wilbur, H. M. (1980). "Complex life cycles", *Annual review of Ecology and Systematics*, 11(1), pp. 67-93.
- [16] Semlitsch, R. D.; Scott, D. E. y Pechmann, J. H. (1988). "Time and size at metamorphosis related to adult fitness in *Ambystoma poideum*", *Ecology*, 69(1), pp. 184-192.
- [17] Gray, M. J. y Smith, L. M. (2005). "Influence of land use on postmetamorphic body size of playa lake amphibians", *Journal of Wildlife Management*, 69(2), pp. 515-524.
- [18] Perez Coll, C. S.; Aronzon, C. M. y Svartz, G. V. (2017). "Developmental stages of *Rhinella arenarum* (Anura, Bufonidae) in toxicity studies: AMPHITOX, a customized laboratory assay", en: *Ecotoxicology and genotoxicology: Non-traditional aquatic models*. Cambridge, The Royal Society of Chemistry-Thomas

Graham House Science Park (en prensa).

[19] **Alberro, N. et al.** (2011). *Manual de protocolos armonizados y evaluados para la toma de muestra y análisis de agua y sedimentos para la Región de América Latina y el Caribe*. Ed. por P. Bedregal. Lima, Agencia Internacional de Energía Atómica.

[20] **Berón, L.** (1984). *Evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de la Plata y Matanza-Riachuelo mediante la utilización de índices de calidad de agua*. Argentina, Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental. Ministerio de Salud y Acción Social.

[21] **Water Research Center** (2016). "Monitoring the Quality of Surface Waters", disponible en <http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters> (accedido en octubre de 2016).

[22] **USEPA** (1988). *Users guide for a computer program for PROBIT analysis of data from acute and short-term chronic toxicity test with aquatic organisms*. Biological Methods, Environmental Monitoring and Support Lab: United States Environmental Protection Agency.

[23] **Diario Oficial de la República Argentina** (1993). Decreto 831/93.

[24] **Antón, A. y Lizaso, J.** (2003). *Nitritos, nitratos y nitrosaminas*. Madrid, Fundación Ibérica para la Seguridad Alimentaria.

[25] **Marco, A.** (2002). "Contaminación global por nitrógeno y declive de anfibios", *Revista española de herpetología* 16, pp. 5-17.

[26] **Zúñiga, F. B.** (1999). *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados*. Vol. 1. México, Universidad Autónoma de Yucatán.

[27] **Sztrum, A.** (2010). *Susceptibilidad diferencial al níquel en distintos estadios del desarrollo embrio-larval de *Rhinella arenarum**, tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

[28] **Aronzon, C. M.** (2013). *Evaluación de la toxicidad de los contaminantes Cobre, Nonilfenol y Diazinón sobre embriones y larvas de Rhinella (Bufo) arenarum*, tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

[29] **Lascano, C. I. et al.** (2009). "Alteraciones del desarrollo embrionario, poliaminas y estrés oxidativo inducidos por plaguicidas organofosforados en *Rhinella arenarum*", *Acta toxicológica argentina*, 17(1), pp. 8-19.

[30] **Baker, J. y Waights, V.** (1999). "The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo bufo*) in the laboratory", *Herpetological Journal* 3, pp. 147-148.

Impacto de la presencia de microcontaminantes sobre la calidad del agua de bebida en la producción ganadera

María Soledad Rodríguez¹

Alicia Fernández Cirelli²

Alejo Pérez Carrera³



Palabras clave: Microcontaminantes; calidad de agua; bioensayos de toxicidad.

1. Introducción

El agua es un recurso esencial para la preservación de todos los ecosistemas del planeta y cumple un rol fundamental en el desarrollo de las actividades agropecuarias (Fernández Cirelli *et al.*, 2004). En los últimos años, la extensión de la frontera agrícola hacia tierras menos favorables para la producción, el crecimiento de la población y, en consecuencia, el aumento en la demanda de alimentos, sumado a la falta de control de las actividades agropecuarias ha incrementado el riesgo de deterioro de los cuerpos de agua, convirtiéndose en uno de los mayores problemas que enfrenta la gestión de los recursos naturales a nivel mundial. En Argentina, una de las limitantes del desarrollo de la actividad ganadera está vinculada con la calidad del recurso hídrico disponible, muchas veces afectada por elevados niveles de salinidad, alteraciones

1 Becaria de doctorado (CONICET)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA)/Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET)/Facultad de Ciencias Veterinarias (UBA), Argentina. solerodriguez@gmail.com.

2 Directora de beca/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA)/Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET)/Facultad de Ciencias Veterinarias (UBA), Argentina. afcirelli@fvet.uba.ar.

3 Director de tesis y codirector de beca/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA)/Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET)/Facultad de Ciencias Veterinarias (UBA), Argentina. alpc@fvet.uba.ar.

en los parámetros físico-químicos (pH, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, nitritos y nitratos, elementos mayoritarios, etc.), presencia de sustancias tóxicas (fosforados, plaguicidas, detergentes, etc.), elementos traza inorgánicos y microorganismos patógenos (NRC, 2001; Arroyave, 2004).

La aptitud del agua para consumo animal es frecuentemente determinada a partir del análisis físico-químico y la valoración de sustancias de manera individual; no obstante, en la valoración de la aptitud, no se suelen tener en cuenta los efectos sinérgicos y/o antagónicos entre los constituyentes, que pueden modificar la calidad del agua. Los bioensayos presentan varias ventajas: son de fácil implementación, tienen un costo relativamente bajo, los resultados tienen relevancia biológica, permiten evaluar de manera integral el potencial tóxico de los diferentes componentes de la muestra, pudiendo evaluar incluso sustancias desconocidas y sus interacciones (Ferrari, 2006). En trabajos previos en nuestro laboratorio, realizados en el sudeste de la provincia de Córdoba, se evidenció la presencia de elementos traza (As, F y V) en las muestras de agua de establecimientos productivos, superando en la mayoría de los casos los límites recomendados para agua de bebida animal (Pérez Carrera, 2004, 2005; Pérez Carrera *et al.*, 2010). También se observó que el ensayo de toxicidad aguda y genotoxicidad en bulbos de cebolla aplicado a muestras de agua de bebida animal aportaba información valiosa acerca de la calidad de la misma (Álvarez *et al.*, 2014). Además, se estudió la transferencia de elementos traza inorgánicos presentes en el agua hacia el forraje y la leche bovina (Pérez Carrera, 2014; Rodríguez *et al.*, 2016). En este marco, el plan de tesis doctoral pretende evaluar la presencia de microcontaminantes en agua de bebida animal en la región oeste de la provincia de Buenos Aires y analizar su impacto sobre los sistemas de producción ganadera.

2. Materiales y métodos

2.1. Muestreos

Se relevarán y caracterizarán establecimientos productivos (n=50) de diferentes partidos de la provincia de Buenos. Se realizará la caracterización de los mismos, y se coleccionarán muestras de agua (bebida animal y suelo, de los potreros y zonas aledañas).

2.2. Análisis físico-químico y cuantificación de elementos traza en las muestras de agua

Se medirá *in situ* en cada muestra, conductividad, temperatura, pH y nitratos. En laboratorio se evaluará el contenido de sólidos totales disueltos y elementos mayoritarios según APHA (1993) y Brown *et al.* (1970). Los elementos traza inorgánicos se cuantificarán por espectroscopia de emisión atómica, utilizando un Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES). En el caso de la cuantificación de As, se utilizará acoplado a un generador de hidruros.

- ▶ En el caso de los bioensayos, se evaluarán diferentes marcadores reproductivos, morfológicos y bioquímicos, a fin de determinar cuáles son de mayor utilidad.

- ▶ Ensayos de toxicidad aguda y genotoxicidad en bulbos de cebolla (*Allium cepa*).

- ▶ Ensayo de toxicidad aguda en semillas de lechuga (*Lactuca sativa*).

- ▶ Ensayo de toxicidad aguda en Lentejas de agua (*Lemna minor*).

- ▶ Ensayo de Inhibición de Crecimiento de algas (*Selenastrum sp.*).

Bibliografía

Álvarez Goncalvez, C. V.; Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2014). *Estudio preliminar de la calidad del recurso hídrico destinado a bebida animal en la región oeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Segundo Encuentro de Jóvenes en Formación en Recursos Hídricos, IFRH 2014, INA*. Ezeiza, Instituto Nacional del Agua.

Arroyave, M. P. et al. (2006). “Impactos de las carreras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo”, *Revista EIA* 5, junio, Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín, Colombia, pp. 45-57.

Fernández Cirelli, A. y Di Risio, C. (2004). Calidad de agua. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el desarrollo (CYTED XVII). Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos.

Ferrari, F. (2006). “Generalidades sobre ecotoxicología”, en: *Genética Toxicológica*. Buenos Aires, De los cuatro vientos, pp. 393-421.

National Research Council (NRC) (2001). Seventh revised edition. Natl. Acad. Press, Washington DC, USA.

Pérez Carrera, A.; Álvarez Gonçalvez, C. V. y Fernández Cirelli, A. (2014). “Vanadio en agua de bebida animal de tambos del sudeste de Córdoba, Argentina”, *INVET* 16, Buenos Aires, pp. 39-47.

— (2016). “Transference factors as a tool for the estimation of arsenic milk concentration”, *Environmental Science and Pollution Research* 23, Heidelberg, pp. 1-7

Pérez Carrera, A.; Pérez Gardiner, M. L. y Fernández Cirelli, A. (2010). “Presencia de arsénico en tejidos de origen bovino en el sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina”, *INVET* 12, Buenos Aires, pp. 59-68.

Rodríguez, M. et al. (2016). “Efecto del arsénico sobre plantas forrajeras de importancia pecuaria en la Argentina”. Trabajo ganador del Premio Estímulo a las investigaciones-UBA), *INVET*, 18(1), pp. 5-8.

Fitorremediación de aguas grises con ornamentales comerciales

Ángela Yumil Romero Mozqueda¹

María Cecilia Valles Aragón²

María Teresa Alarcón Herrera³



Palabras clave: Fitorremediación; humedales; ornamentales comerciales.

1. Introducción

Uno de los problemas que enfrentamos actualmente en el mundo es la contaminación del agua. La magnitud del problema radica en lo vital que resulta este líquido para la mayoría de los organismos vivos que habitan en el planeta y sus repercusiones en el desarrollo social y económico de las comunidades. El uso que se hace del agua va en aumento en relación con la cantidad disponible (UNESCO, 2003). Los 6000 millones de habitantes del planeta ya se han adueñado del 54% del agua dulce disponible en ríos, lagos y acuíferos subterráneos. Según dichos cálculos, en el 2025, el hombre consumirá el 70% del agua disponible, considerando únicamente el crecimiento demográfico. Sin embargo, si el consumo de recursos hídricos per cápita sigue creciendo al ritmo actual, el hombre podría llegar a utilizar más del 90% del agua dulce disponible, dejando solo un 10% para el resto de especies que pueblan el planeta. En esta problemática se suman, por consiguiente, las aguas residuales producidas por las diferentes actividades humanas en

1 México. angela.romero@cimav.edu.mx.

2 Cd. Universitaria Campus 1, Santo Niño, Chihuahua, México [valles.cecilia@gmail.com](mailto:cecilia@gmail.com).

3 México. teresa.alarcon@cimav.edu.mx.

constante incremento. En este sentido, se plantea un conflicto, pues el agua residual es una fuente alternativa importante para el riego de los cultivos, pero su uso para este fin, sin un adecuado tratamiento, puede constituirse, a su vez, en un problema mayor, ya que se han registrado a nivel mundial muchos casos de brotes de enfermedades, casos de intoxicaciones masivas, y se ha propiciado la degradación de diversos cuerpos de agua (Delgadillo *et al.*, 2010). Por lo anterior, diferentes centros de investigación se han dado a la tarea de encontrar y aplicar alternativas de tratamientos de depuración eficientes y económicamente viables, llegando así a los humedales construidos entre otras opciones.

Los humedales construidos han sido reconocidos como una alternativa tecnológica para el tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas (Alarcón *et al.*, 2012), Además, estos sistemas de tratamiento son buenos en la eliminación no solo de patógenos y nutrientes, sino también metales tóxicos y contaminantes orgánicos (Belmont *et al.*, 2006).

Muchas de las investigaciones muestran el uso de plantas silvestres endémicas para fines de fitorremediación, sin embargo, en los últimos años, y debido a los climas cálidos y a la biodiversidad, en la mayoría de los países en desarrollo, se ha optado por el uso de especies no convencionales, tales como plantas ornamentales de valor comercial a manera de plantas emergentes en humedales artificiales. El uso de especies de plantas no convencionales como plantas emergentes en los humedales construidos puede agregar beneficios económicos, además de tratamiento de aguas residuales (Zurita *et al.*, 2008). Esto se sustenta en los resultados que encontramos en la literatura sobre estas hermosas plantas, que además de mejorar el paisaje y funcionar como un sistema de tratamiento de biorremediación, pueden proporcionar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores (Belmont *et al.*, 2004; Zurita *et al.*, 2006, 2008). Sin embargo, es necesario desarrollar trabajos bajo condiciones regionales, puesto que la gran mayoría de experiencias se han dado en lugares sujetos a variaciones climáticas y ambientales propias de cada lugar. Este trabajo propone el uso de variedades ornamentales de valor comercial en humedales de subsuperficiales para tratamiento de aguas residuales domésticas. Buscando obtener una alternativa sustentable para el desarrollo de comunidades o grupos sociales vulnerables con un potencial productivo a esta actividad comercial.

2. Revisión bibliográfica

La fitorremediación es vista como la tecnología innovadora y sustentable que permite la descontaminación de suelos, agua y aire, por medio de plantas vasculares, hongos o algas, dependiendo el ecosistema (Wetzel *et al.*, 1997). Ofrece grandes ventajas como bajos costos de construcción, operación y mantenimiento en comparación a otros sistemas de tratamiento con excelente remoción de contaminantes típicos de agua residual doméstica (Alarcón *et al.*, 2012). Debido a lo anterior, los humedales artificiales han sido sugeridos como una atractiva solución para el tratamiento de aguas residuales.

Los humedales son ecosistemas naturales o artificiales que actúan como filtros que proporcionan mecanismos de retención a sustancias tóxicas para el medio ambiente (Frers, 2008). Además, se consideran trampas de nutrientes y poseen bajos costos, entre muchos otros beneficios para el medio ambiente comparados con otros sistemas de tratamiento de aguas residuales (Rios *et al.*, 2007).

Durante cuatro décadas los investigadores han estado buscando continuamente mejorar el rendimiento del tratamientos (Březinová y Vymazal, 2015). Las mejoras incluyen, por ejemplo, el uso de sistemas de híbridos de humedales construidos (Ye y Li, 2009; Vymazal, 2013), humedales artificiales (Zhai *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012), efluente de recirculación (Brix *et al.*, 2003; Sun *et al.*, 2003; Prost-Boucle y Molle, 2012), el funcionamiento de las mareas (Sun *et al.*, 1999; Chan *et al.*, 2008), aireación artificial (Nivala *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2010), flujo de dirección movimiento alternativo (Behrends, 2000), la bioaumentación (Runes *et al.*, 2001; Zaytsev *et al.*, 2011) o el uso de varios sustratos para la eliminación mejorada de fósforo (Mann y Bavor, 1993; Jenssen y Krogstad, 2003; Vohla *et al.*, 2011).

Dentro de los tratamientos antes mencionados se encontró que los humedales con vegetación emergente resultaron más eficientes en comparación con los sistemas donde no son usadas (Brisson y Chazarenc, 2009; Zhang *et al.*, 2010; Vymazal, 2011b) y también que algunas especies son más eficaz que otras (Gersberg *et al.*, 1986; Coleman *et al.*, 2001; Brisson y Chazarenc, 2009). Por lo tanto, el uso de humedales artificiales con flujo horizontal y vertical está aumentando en todo el mundo para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Vymazal, 2002, 2005; Senzia *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2005). Cabe

señalar que al referirse a los humedales artificiales construidos, se entiende que son sistemas poco profundos de plantas, donde participa la mano del hombre para el tratamiento de aguas residuales, que a su vez pueden tener el flujo del agua en dirección horizontal o vertical, según se requiera. En los EE. UU., así como en Europa, la mayoría de los sistemas operan con flujo horizontal, y en los EE. UU. hay alrededor de 8000 instalaciones, mientras que en Alemania la estimación es de aproximadamente 50.000 (Vymazal, 2005). Esto debido a la practicidad de estos sistemas, tal y como se planea utilizar en esta investigación.

3. Materiales y métodos

Este estudio pretende realizarse en la ciudad de Chihuahua, calificada con un clima seco y semiseco (INEGI, 2010). Serán consideradas las diferentes alternativas comerciales de ornamentales, las características climáticas y las condiciones geográficas para definir las posibles especies a utilizar. Se considera comparar al menos tres ornamentales, entre ellas *Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Anturium andreaeanum* y *Agapanthus africanus*, ya que tienen antecedentes científicos en tratamientos de humedales horizontales (Zurita *et al.*, 2006), aparte de cumplir con las características antes mencionadas (Belmont y Metcalfe, 2003; Belmont *et al.*, 2004), ubicando los humedales piloto en invernadero o bajo techo.

Se plantea que el sistema de tratamiento a escala piloto consista en un tanque para almacenar las aguas residuales domésticas sintéticas, alimentando de forma continua y sistemática bajo flujo subsuperficial tres prototipos de humedales construidos, 2 repeticiones y un control, con las dimensiones que se muestran en la figura 1.

Para la realización de este proyecto se cuenta actualmente con la instalación de los prototipos destinados a esta investigación en la Facultad de Ciencias Agrotecnológicas (UACH) y con el sostén económico del Apoyo de fomento a la generación de aplicación innovadora del conocimiento a la incorporación de nuevos PTC, a cargo de la Dra. María Cecilia Valles Aragón, quien se desempeña como investigadora y catedrática de tiempo completo en dicha institución y quien también fungirá como codirectora presencial en la ciudad de Chihuahua para este proyecto.

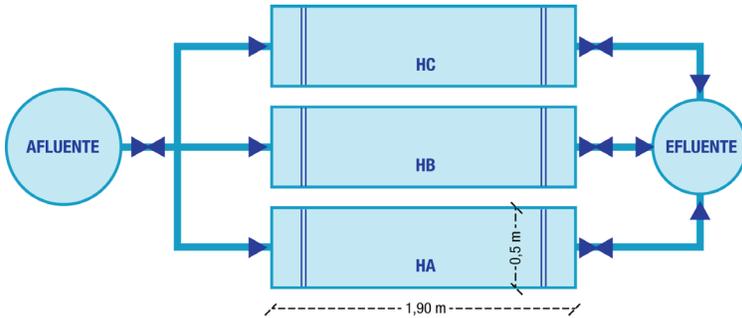


Figura 1. Escala piloto construido para humedales subsuperficial de flujo horizontal. Fuente: Elaboración propia.

Se propagarán especies de las ornamentales *Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Anturium andreanum* y *Agapanthus africanus*. Estando las plántulas, se evaluará su desarrollo y crecimiento con el riego de agua gris sintética, a nivel maceta. El experimento durará cerca de 12 meses, entre propagación y pruebas a nivel maceta. La especie con mejor desarrollo y crecimiento se seleccionará para ser probada a escala piloto.

Los prototipos se llenarán con arena a una altura de 35 cm como medio de soporte. Se trasplantarán plántulas de la especie seleccionada en dos de los prototipos de humedales, y uno se dejará con arena como control. Las plantas serán regadas con agua gris sintética hasta el período de su cosecha. Posteriormente se trasplantarán nuevas plántulas, y así sucesivamente durante un año. Durante la operación del sistema se realizará monitoreo continuo de los humedales; las muestras se tomarán semanalmente en la entrada del sistema y la salida de cada humedal. Serán determinados parámetros como pH, potencial de óxido-reducción, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos disueltos totales, materia orgánica, entre otros.

Otras de las mediciones contempladas serán la temperatura y humedad, debido a su alta influencia en el crecimiento y desarrollo de plantas ornamentales, así como el número de hojas producidas, el número de brotes, la altura del tallo y su grosor, el tamaño de las hojas y las flores producidas (Zurita *et al.*, 2009).

El análisis estadístico se realizará con análisis de varianza (ANOVA) y comparación de la prueba de rango múltiple con el menos significativo con diferencia (LSD) para las diferencias entre las medias.

En cuanto al análisis comercial, se definirán canales de comercialización por medio de bases de datos secundarios y estudio con consumidores para medir la disponibilidad a pagar así como hábitos de consumo y apreciación del producto. En este último estudio se diseñarán las preguntas, serán cerradas otorgando opciones y utilizando una escala de linker en algunos casos (Espejel y Fandos, 2008, 2009); y se realizarán al mismo tiempo encuestas en profundidad con los individuos que resulten más representativos al momento de responder los cuestionarios, con el fin de detallar las características de cada uno de los segmentos de mercado encontrados. Tras realizar las encuestas, se procederá al análisis estadístico de los datos obtenidos con la metodología de los Modelos de Ecuaciones Estructurales (SEM, por sus siglas en inglés) con la técnica de Mínimos Cuadrados Parciales (PLS, por sus siglas en inglés) aplicando el paquete estadístico Smart PLS versión 3.0 (Ringle, Wende y Will, 2005).

Esta investigación puede llegar a ser empleada como una actividad económica bien remunerada para el desarrollo sustentable de comunidades vulnerables, una vez obtenidos los resultados que permitan una mayor certidumbre para su aplicación. Sin embargo, por los tiempos y recursos de la investigación resulta difícil realizarlo *in situ*. La fundación Vida y Familia A. C. Vifac Chihuahua se encuentra interesada en el proyecto, su directora, la Lic. Beatriz Amaya, expresó el interés en el mismo, por lo que esta investigación culminará en la elaboración del anteproyecto para la solicitud de recursos con la intención de construir los humedales a escala piloto en las instalaciones de esta asociación.

4. Bibliografía

Alarcón-Herrera M. et al. (2012). Assessments of Plants for Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Water and Soil. *Paper* was presented at the *4th International Symposium on Trace Elements in the Food Chain, Friends or Foes*, 15-17 November, Visegrád, Hungary.

Behrends, L. L. (2000). "Reciprocating subsurface-flow wetlands for municipal and onsite wastewater treatment", en Means, J. F. y Hinchee, R. E. (eds.): *Wetlands and Remediation*. Columbus, OH, Batelle Press, pp. 179-186.

Belmont, M. A. et al. (2004). "Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in Central Mexico", *Ecological Engineering* 23, pp. 299-311.

Belmont, M. A.; Ikonou, M. y Metcalfe, C. D. (2006). "Presence of nonylphenol thoxylatesurfactants in a watershed in central Mexico and removal from domestic sewage in a treatment wetland", *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, pp. 29-35.

Březinová, T. y Vymazal, J. (2015). "Seasonal growth pattern of *Phalaris Arundinacea* in constructed wetlands with horizontal subsurface flow", *Ecological Engineering* 80, pp. 62-68.

Brisson, J. y Chazarenc, F. (2009). "Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?", *The Science Total Environmental* 407, pp. 1923-1930.

Brix, H.; Arias, C. A. y Johansen, N. H. (2003). "Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal", en Vymazal, J. (ed.): *Wetlands – Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Leiden, Backhuys Publishers, pp. 237-258.

Coleman, J. et al. (2001). "Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands", *Water, Air, and Soil Pollution* 128, pp. 283-295.

Chan, S. Y.; Tsang, Y. F. y Chua, H. (2008). “Domestic wastewater treatment using tidalflow cinder bed with *Cyperus alternifolius*. Aquat. Ecosyst”, *Health & Management* 11, pp. 206-211.

Espejel, J. y Fandos, C. (2008). “La calidad percibida como antecedente de la intención de compra del aceite de oliva del bajo Aragón con denominación de origen protegida”, *ESIC Market* 131, sep.-dic., pp. 253-275.

— (2009). “Wine marketing strategies in Spain: A structural equation approach to consumer response to protected designations of origin (PDOs)”, *International Journal of Wine Business Research*, Vol. 21, N° 3, pp. 267-288.

Gersberg, R. M. et al. (1986). “Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands”, *Water Research* 20, pp. 363-368.

Jenssen, P. D. y Krogstad, T. (2003). “Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA)”, en Mander, Ü. y Jenssen, P. (eds.): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. Southampton, WIT Press, pp. 260-271.

Mann, R. A. y Bavor, H. J. (1993). “Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrate”, *Water Science and Technology* 27, pp. 107-113.

Nivala, J. et al. (2007). “Treatment of landfillleachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland”, *The Science of Total Environmental* 380, pp. 19-27.

Peña, J. et al. (2006). “Bases Moleculares de la Fitorremediación de Hidrocarburos Totales del Petróleo”, *TERRA Latinoamérica, Universidad Autónoma Chapingo* 24, Chapingo, pp. 529-539.

Romero, M. et al. (2009). “Tratamiento de Aguas Residuales por un Sistema Piloto de Humedales Artificiales: Evaluación de la Remoción de la Carga Orgánica”, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 23, México DF, pp. 157-167.

Ringle, C. M.; Wende, S. y Will, A. (2005). “Finite Mixture Partial Least Squares Analysis: Methodology and Numerical

Examples”, en Esposito Vinzi, V. *et al.* (eds.): *Handbook of Partial Least Squares*. Heidelberg, Springer, Handbooks of Computational Statistics.

Runes, H.; Jenkins, J. y Bottomley, P. (2001). “Atrazine degradation by bioaugmented sediment from constructed wetlands”, *Applied Microbiology and Biotechnology* 57, pp. 427-432.

Senzia, M. A.; Mashauri, D. A. y Mayo, A. W. (2003). “Suitability of constructed wetlands and waste stabilisation ponds in wastewater treatment: nitrogen transformation and removal”, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, Volumen 28, pp. 1117-1124.

Sun, G. et al. (1999). “Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow–downflow reed bed system”, *Water Science and Technology* 40, pp. 139-146.

UNESCO (2003). *Agua para Todos, Agua para la Vida – Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo*. Versión española del UN WWDR.

Vohla, C. et al. (2011). “Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands: a review”, *Ecological Engineering* 37, pp. 70-89.

Vymazal, J. (2002). “The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years’ experience”, *Ecological Engineering* 18, pp. 632-646.

— (2005). “Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetland systems for wastewater treatment”, *Ecological Engineering* 25, pp. 478-490.

— (2013). “The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development”, *Water Research* 47, pp. 4795-4811.

Wang, W. et al. (2012). “Long-term effects and performance of two-stage baffled surface flow constructed wetland treating polluted river”, *Ecological Engineering* 49, pp. 93-103.

Wetzel, S.; Banks, M. y Schwab, A. (1997). “Rhizosphere effects

on the degradation of pyrene and anthracene in soil”, en Kruger, E. L.; Anderson, T. A. y Coats, J. R. (eds.): *Phytoremediation of soil and water contaminants*. Washington DC, ACS Am. Chem. Soc. Symposium Series 664.

Ye, F. X. y Li, Y. (2009). “Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities”, *Ecological Engineering* 35, pp. 1043-1050.

Zaytsev, I. et al. (2011). “Enhanced denitrification in a bioaugmented horizontal subsurface flow filter”, *Ecological Engineering* 37, pp. 1050-1057.

Zhai, J. et al. (2011). “Experimental study of a novel hybrid constructed wetland for water reuse and its application in Southern China”, *Water Science and Technology*, 64(11), pp. 2177-2184.

Zhang, L. Y. et al. (2010). “Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater”, *Desalination* 250, pp. 915-920.

Zurita, F. et al. (2008). “Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands”, *Ecological Engineering* 33, pp. 110-118.

Zurita, F.; De Anda, J. y Belmont, M. A. (2006). “Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater”, *Water Quality Research Journal of Canada* 41, pp. 410-417.

— (2009). “Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands”, *Ecological Engineering* 35, pp. 861-869.

Páginas consultadas

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/chih/>.

Uso eficiente, tecnología y gestión de agua para uso agrícola y consumo humano¹

Rodolfo Cisneros-Almazán²
Oscar A. Díaz de León-Zavala³
Clemente Rodríguez-Cuevas⁴
Rodolfo Cisneros-Pérez⁵



Palabras clave: Uso eficiente del agua de riego; Tecnologías Apropriadas; humedales artificiales.

1. Introducción

En México, como en muchas partes del mundo, existe una grave presión por los recursos hídricos y cada vez son más escasos. Los ciclos han sido alterados fuertemente y la posibilidad de adquirir agua de buena calidad, con la adecuada distribución y en la cantidad requerida, se convierte en un reto.

El 77% de la superficie del territorio mexicano donde se encuentra concentrada la población, cuenta con baja disponibilidad de agua por habitante (figura 1). Las aguas superficiales se localizan en 731 cuencas y 51 ríos principales. Respecto de las aguas subterráneas, existen 653

1 Agradecemos a la Fundación Gonzalo Río Arronte, fundación mexicana que ha apoyado con recursos económicos, el proyecto de las Tecnologías Apropriadas. Al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por su apoyo desinteresado en transmitir sus conocimientos en el mismo proyecto. A los estudiantes de la Maestría en Tecnología y Gestión del Agua, quienes han colaborado en estos proyectos, la M.C. Silvana Rojas García, el M.C. Óscar Adrián Díaz de León Zavala.

2 Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Posgrado en Tecnología y Gestión del Agua, México.cisnerro@uaslp.mx.

3 Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Posgrado en Tecnología y Gestión del Agua, México. oscar.dlz.1@gmail.com.

4 Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Posgrado en Tecnología y Gestión del Agua, México. clemente.rodriguez@uaslp.mx.

5 Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, México. cisnerroz@hotmail.com.

acuíferos, de los cuales 106 están sobreexplotados, 31 con presencia de sales en agua y suelo, y 15 con intrusión marina [1]. La población total es de aproximadamente 120 millones en una superficie de casi 2 millones de km².



Figura 1. Disponibilidad de agua en México. Fuente: CONAGUA, 2016.

Como se puede observar, la mayor parte de la población se ubica en la porción del país con menos disponibilidad de agua, pero donde se concentra la mayor aportación al Producto Interno Bruto (PIB). Esto provoca una tensión sobre los recursos hídricos importante.

Por otra parte, los usos consuntivos promedios (figura 2) muestran que la agricultura, como en muchas partes del mundo, es la de mayor demanda de agua, con grandes pérdidas por conducción y distribución en el campo, y también de aplicación en las parcelas. Las eficiencias de uso del agua de riego, está en el orden de 40 a un 60%, lo que se traduce en grandes pérdidas.

Por su parte, el uso de agua para fines domésticos se concentra en su mayoría en las grandes urbes o zonas metropolitanas, mientras que en las comunidades más dispersas y más pequeñas, se dificulta la posibilidad de tener acceso al agua de buena calidad y en suficiente cantidad. Esas comunidades generalmente son rurales y de extrema pobreza.

Debido a lo anterior, se deben plantear alternativas de solución en campo que permitan revertir esta problemática o por lo

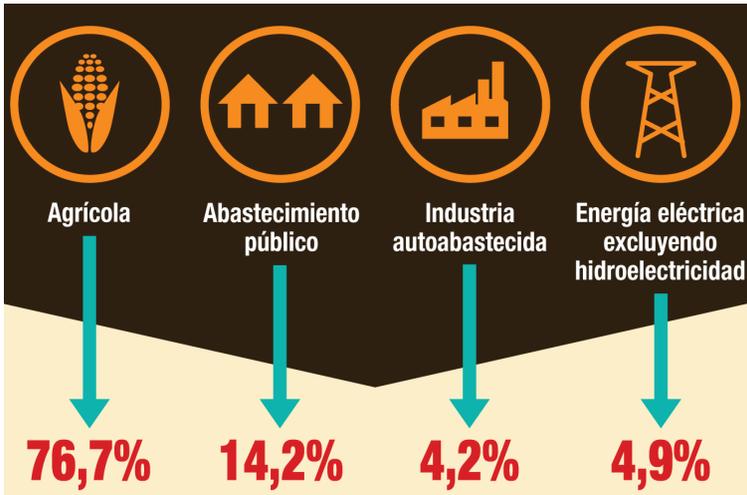


Figura 2. Usos consuntivos en México. Fuente: CONAGUA, 2016.

menos mitigar en parte esa condición de escasez o de uso ineficiente. Esto se logra con el uso de tecnologías, con propuestas de gestión y con aplicación de políticas públicas o privadas.

2. Estudios y proyectos propuestos

En la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, se han propuesto estudios y proyectos en campo, cuya finalidad es, en algunos casos, proponer alternativas de gestión de agua para un uso de agua más eficiente en zonas de riego, y en otros, aplicar algunas tecnologías denominadas Apropriadadas en comunidades de escasos recursos y con alta escasez de agua. Asimismo, en el área del tratamiento de aguas residuales se han propuesto métodos de bajo consumo energético como es el caso de humedales artificiales o construidos.

Los estudios y proyectos fueron desarrollados en la provincia de San Luis Potosí, México, la cual se divide en tres regiones climáticas: altiplano (árida), media (templada) y huasteca (semitropical). La mayor parte de la población se ubica en la zona árida, siendo un ejemplo la misma capital de la provincia que se ubica en donde existen pocas corrientes superficiales y la explotación agrícola y la de uso doméstico se hacen con extracción de agua de pozos.

Así, los proyectos fueron desarrollados en las tres diferentes zonas de la provincia. A continuación, se presentan 3 de los más destacados.

3. Propuesta de gestión de agua de riego en un manantial. Estudio de pérdidas de agua y de gestión en la zona de riego derivada del humedal Los Peroles, Rioverde, S. L. P. México

En este estudio se determinó que de la cantidad de agua que se deriva (aprox. 500 lps) en un canal de casi 20 km, para regar 600 ha de cultivos diversos, solo un muy bajo porcentaje (aprox. 40%) llega al final, trayendo como consecuencia muy bajos rendimientos y grandes pérdidas de agua (figura 3). Asimismo, se han incrementado las superficies con suelos salinos, lo que provoca un deterioro de los recursos en general.

El manantial debe ser gestionado con una adecuada planeación y organización. Y debe también plantearse un manejo holístico dado los grandes recursos fitogenéticos y fauna que habitan ahí. Existen árboles de sabinos o ahuehuetes (*Taxodium mucronatum*) que datan de aproximadamente 1600 años de antigüedad. También habitan especies de plantas halófitas que son endémicas. Es decir, no solo se debe preservar el recurso hídrico, que es importante, sino que además deben plantearse esquemas de gestión agrícola, de riego, agro turística y forestal.

Los estudios realizados por la universidad consistieron en el diagnóstico de la zona mediante estudios agrológicos, hidrológicos, topográficos, hidráulicos, medición de la eficiencia de riego por conducción y aplicación, así como la estimación de los usos consuntivos de los principales cultivos; también continúa proponiendo la elaboración de estudios más específicos sobre el manejo y la conservación sustentable de los recursos forestales e hídricos.

4. Proyecto de tecnologías apropiadas. Aplicación de las tecnologías apropiadas para el uso eficiente del agua en comunidades rurales con extrema escasez

Uno de los grandes problemas que tienen pequeñas comunidades que se encuentran dispersas en zonas áridas es la falta de recursos e, incluso, de los servicios más básicos como es

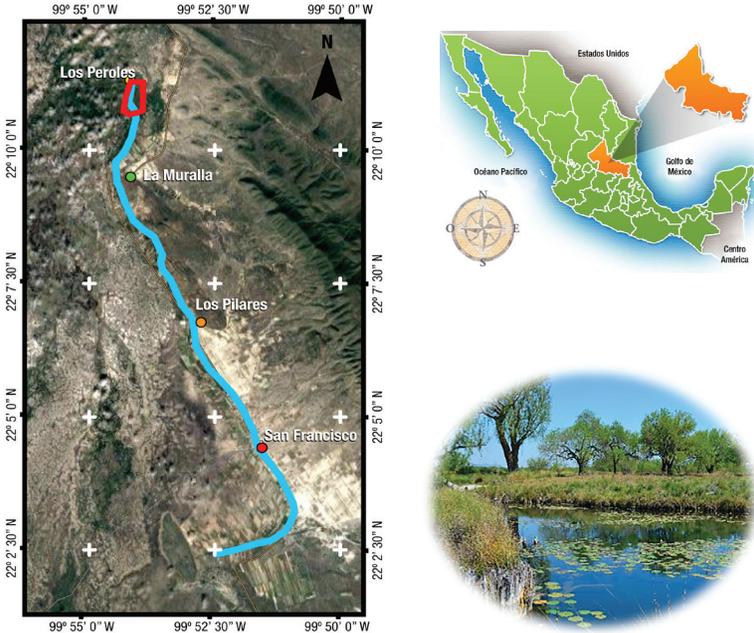


Figura 3. Ubicación del manantial Los Peroles (derecha superior e inferior) y del canal de riego de 20 km (izquierda) Rioverde, S. L. P. México. Fuente: Elaboración propia.

el acceso al agua potable y/o de drenaje sanitario. Estas poblaciones, generalmente, son de extrema pobreza y la carencia de alimentos también se presenta con frecuencia [2].

Por ello, la Facultad de Ingeniería de la UASLP, en conjunto con el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y con el apoyo de la Fundación Gonzalo Río Arronte (FGRA), propusieron un proyecto de aplicación de 8 Tecnologías Apropriadas en una pequeña comunidad rural con total escasez de agua (figura 4), consistentes en: 1) Techo cuenca, el cual es utilizado como la superficie de captación de agua de lluvia; 2) Cisterna de tipo capuchino, la cual es una cisterna construida con ladrillo puesto y ferrocemento con una capacidad de 11.000 litros (también existen de 20 y 50.000 litros); 3) Bicibomba, una bomba fabricada de manera rústica y adjunta a un rotor, el cual es impulsado por la rotación de una llanta de una bicicleta; 4) Filtro de flujo lento, el cual es una estructura construida con ferrocemento y en su interior tiene grava y arena que funcionan como filtro; 5) Lavadero ecológico, un lavadero que contiene

cinco cámaras, una es separador de grasas y aceites, dos son fosas anaeróbicas y las dos últimas son filtros, todas ellas están comunicadas entre sí; 6) Sanitario seco o ecológico, un espacio donde se ubican el mingitorio y el WC que es especial porque separa las excretas de la orina, y las excretas pueden luego ser recogidas para usarse como composta previo tratamiento; 7) Tanque de descarga de fondo (TDF), o también llamado Tanque regulador de nivel (TRN), para riego de cultivos de traspatio, el cual es un sistema que funciona como sifón dentro de un tanque de agua con el propósito de abastecer de manera constante el sistema de riego por goteo; y 8) Huerto familiar, una pequeña superficie de tierra en donde se ubican los cultivos (principalmente hortalizas) de mayor requerimiento por una familia rural. El proyecto fue desarrollado en ocho casas-habitación de la comunidad con escaso abastecimiento, también fueron realizadas encuestas y elaborados estudios hidrológicos para determinar el potencial de lluvia del área (ver figura 4).



Figura 4. Tecnologías Apropriadas para comunidades rurales con alta escasez de agua. Fuente: Elaboración propia.

El resultado hasta ahora ha sido benéfico para la población, puesto que ahora tienen agua para consumo humano y animal, así como la posibilidad de cultivar algunos alimentos para autoconsumo. La importancia de la aplicación de las tecnologías simples para el aprovechamiento del agua de lluvia es evidente, sin agua no hay posibilidades de vivir con dignidad.

5. Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Proyecto de diseño y construcción de dos humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales de dos campus universitarios

Uno de los propósitos de la universidad, entre otros, es difundir el conocimiento y realizar investigación. Por ello, debe servir de ejemplo, como una ventana para dar a conocer al resto de la población el uso sustentable de los recursos y, principalmente, del agua. Así, se propuso que en dos campus universitarios de la UASLP (Huasteca Sur y el de Salinas), ambos en distintas zonas climáticas, la construcción de un humedal para el tratamiento de agua residual proveniente de los propios campus.

Se diseñaron de acuerdo con la metodología de Kadlec y se construyeron con diferentes criterios de construcción [3]. Uno de ellos, el de Huasteca Sur, ubicado en una zona semitropical, con dos celdas medianas y con concreto. También se probaron dos tipos de plantas. En una celda se probó *Typha sp.* y en la otra *Phragmites sp.* (figura 5).

En algunos resultados preliminares se determinó que la *Typha sp.* fue más eficiente para la remoción de DBO.



Figura 5. Humedal construido del Campus Huasteca Sur (UASLP). Especie de planta en fotografía: *Typha sp.* Fuente: Elaboración propia.

Asimismo, para el Campus Salinas, ubicado en una zona semiárida, se construyeron dos celdas utilizando geomembrana como contendedor (figura 6), se utilizó *Typha sp.* para una celda y *Phragmites sp.* para la otra. En este caso, aún no se tienen resultados de la evaluación, hasta ahora, se pudo observar que

Typha sp. no sobrevivió dado que es un clima semidesértico, se ha adaptado mejor *Phragmites sp.* con un desarrollo aceptable.



Figura 6. Humedal construido del Campus Salinas (UASLP). Fuente: Elaboración propia.

6. Conclusiones

Los proyectos desarrollados denotan la importancia que tiene el aprovechamiento óptimo del agua, principalmente en condiciones de fuerte presión hídrica, como es el caso de la provincia de San Luis Potosí. La correcta aplicación de la tecnología y una adecuada gestión del recurso ayudan a mejorar las condiciones de vida de la población, sobre todo la más vulnerable.

Es importante que las políticas públicas se orienten en este sentido, y que los organismos no gubernamentales se puedan sumar a la tarea de apoyar con recursos humanos y económicos a la aplicación de las tecnologías.

Bibliografía

[1] CONAGUA (2016). *Estadísticas del Agua en México*. México, SEMARNAT-CONAGUA.

[2] Díaz de León Z., O. A. (2016). *Aplicación de tecnologías apropiadas para mejorar el abastecimiento y la calidad del agua en comunidades rurales*, tesis de maestría inédita, Facultad de Ingeniería de la UASLP, México.

[3] Rojas, G. S. (2015). *Diseño y evaluación de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal en dos campus universitarios*, tesis de maestría inédita, Facultad de Ingeniería de la UASLP, México.

Barragens na bacia do alto rio Paraguai: uma ameaça para a maior área úmida do planeta¹

Silvia Zanatta²



Palavras-chave: Bacia hidrográfica; pantanal; represas; impactos; território.

1. Introdução

A Bacia hidrográfica do Alto rio Paraguai (BAP), que finaliza na desembocadura do rio Apa, na fronteira entre Brasil e Paraguai, compreende duas grandes regiões fisiográficas: o Pantanal propriamente dito ou planície do Pantanal e o planalto que circunda a planície. Ao todo, a bacia transfronteiriça da BAP, abrange uma área de 624.320 km², sendo aproximadamente 62% no Brasil, 20% na Bolívia e 18% no Paraguai, com recursos hidrológicos importantes para o abastecimento das cidades, onde vivem aproximadamente três milhões de pessoas.

Em toda essa região é o ritmo ditado pelas águas que rege a vida natural e também as atividades humanas, que, historicamente, têm sido fortemente influenciadas pelos

1 Agradeço a Organização Não Governamental 'Ecoa – Ecologia e Ação' pelo apoio e parceria na execução deste trabalho. A ONG que há muito tempo se dedica a estudar e pesquisar sobre a temática é peça fundamental para geração de conhecimento e ações de proteção a BAP. Ao Laboratório de Humanidades (LabuH), formado por uma rede de pesquisadores que se dedicaram a discussão e a troca de conhecimento sobre a problemática. Este ambiente, essencialmente constituído a partir da interdisciplinaridade dos participantes, foi essencial para o entendimento de algumas peculiaridades que o trabalho de investigação apresentou.

2 Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Local, Campo Grande/Brasil – Bolsista Capes. silviasantana1@gmail.com.

condicionantes hidrológicos afirma [1] Costa. A extensa planície alagável, o Pantanal, tido como uma parte do planeta com características especiais e particulares é reconhecido como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal brasileira e considerado Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural da Humanidade pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), além de abrigar três Sítios Ramsar.

O evento antrópico mais significativo e que tem chamado atenção de estudiosos nas últimas décadas é o movimento de expansão da exploração dos recursos hídricos da bacia para a geração de energia. Pois, a construção de represas na parte alta da BAP está se proliferando, promovendo uma expressiva alteração dos sistemas hídricos e, em consequência, do funcionamento biológico natural do Pantanal.

2. Discussão

2.1. O potencial hidrelétrico brasileiro e o olhar territorial sobre a BAP

Hoje, de acordo com o Sistema de Informações do Potencial Hidrelétrico Brasileiro (SIPOT) [2] (sistema desenvolvido pela Eletrobras, com o objetivo de armazenar e processar informações sobre estudos e projetos de usinas hidrelétricas) o potencial hidrelétrico brasileiro, tecnicamente explorável, é da ordem de 260 GW.

A maior parte da energia elétrica produzida no Brasil tem procedência de empreendimentos hidrelétricos, que respondem por quase 62% de toda a capacidade instalada do País, hoje calculada em 147.800 kilowatts (KW). De acordo com o Banco de Informações de Geração da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel, Setembro 2016) os 1229 empreendimentos de geração hidráulica instalados no território nacional têm capacidade de gerar 95,7 mil KW. A dependência do país frente a essa matriz geradora de energia é nítida, situação resultante de uma opção estratégica feita ainda nos anos 50 do século passado, apesar da maior competitividade que os derivados de petróleo então apresentavam como fonte primária de energia.

O potencial técnico de aproveitamento da energia hidráulica do Brasil está entre os cinco maiores do mundo, com 12% da água doce superficial do planeta. Do potencial hidrelétrico de 260 GW, como já dito anteriormente, 42,2% estão localizados na Bacia Hidrográfica do Amazonas. Já a Bacia do Alto rio

Paraguai é responsável por somente 1,2% deste montante. Um percentual baixíssimo de oferta de produção de energia frente aos impactos gerados na região e o comprometimento da maior área úmida do planeta, o Pantanal.

Importante destacar que a BAP apresenta como potencial hidrelétrico “apenas 3100 MW, dos quais 499 MW estão aproveitados e mais da metade apenas estimado”. Estes dados apresentados no Plano Nacional de Energia – PNE 2030 [3] reforça a ideia de que o prejuízo causado à região não é valido diante do aproveitamento hidrelétrico gerado.

Apesar da BAP frente a outras bacias como a Amazônia ou a Bacia do Paraná ser responsável por um percentual baixo de produção hidrelétrica o número de empreendimentos na borda do Pantanal, especialmente aqueles de pequeno porte são alarmantes. Atualmente são 44 usinas em operação, dentre elas oito usinas hidrelétricas (UHE) e 36 pequenas centrais hidrelétricas (PCH). A previsão é de que mais 118 outras usinas sejam instaladas nos próximos anos.

2.2. Impactos gerados

O primeiro trabalho publicado sobre os impactos das represas na BAP foi elaborado em 2002 por Pierre Girard, professor doutor da Universidade Federal de Mato Grosso, intitulado “Efeitos Cumulativos de barragens no Pantanal” [4]. O estudo mostra alguns dos danos causados por represas em operação na região e faz projeções sobre as possíveis conseqüências dos efeitos cumulativos para o Pantanal, caso todas as barragens previstas àquela altura viessem a entrar em operação. Expõe sobre as modalidades de impactos, particularmente sobre os ecossistemas aquáticos, sua diversidade biológica e também sobre o ciclo natural das cheias nas planícies inundáveis. A respeito da biodiversidade e ecossistemas aquáticos, explica que a condição da vazão de um rio, a carga e a composição dos sedimentos, a forma e o material do canal são fatores que exercem controle sobre os habitats e as espécies, o que leva a concluir que qualquer alteração neste fluxo, principalmente quando há mais do que uma barragem no mesmo rio, pode afetar a cobertura vegetal da região, causar um desequilíbrio sobre as plantas aquáticas além de alterar significativamente o movimento lateral dos mamíferos, répteis e anfíbios que estão ligados ao regime das cheias e secas da localidade.

Outro ponto destacado por Girard é que, sendo o fluxo das águas retardado atrás das barragens, a temperatura muda e os

nutrientes e sedimentos são retidos. Se a represa for rasa, a temperatura nos rios da bacia do Alto Paraguai tenderá a subir e, conseqüentemente, o conteúdo de oxigênio dissolvido poderá diminuir. Em reservatórios profundos, como o da Usina de Manso, a maior da região e já em operação desde 2003, a água no fundo é muito mais fria do que a água que chega pelo fluxo normal do rio e essa mudança de temperatura na represa poderá afetar a temperatura rio abaixo o que causa diminuição das espécies aquáticas. Hoje pode-se atestar que as barragens impedem a migração reprodutiva de algumas espécies de peixes, levando algumas à extinção.

A modificação do regime de fluxo causado pelas barragens leva à redução da inundação rio abaixo, tanto em relação ao espaço quanto ao tempo. Muitas espécies em planícies inundáveis como o Pantanal, estão adaptadas às cheias anuais, sendo principal impacto esperado com a redução dos picos de inundação a diminuição da área da planície inundável submetida à alternância anual das fases terrestre e aquática pelo pulso das cheias. Esse ciclo mantém uma alta produtividade, abundância e diversidade nas planícies inundáveis conforme aponta Junk *et al.* [5].

Outra fragilidade gerada pela instalação deste conjunto de empreendimentos hidrelétricos na Bacia do Alto rio Paraguai recai sobre as questões econômicas e sociais. Se levarmos em consideração que a pesca, em suas várias modalidades, é a atividade que mais gera trabalho e renda na planície pantaneira, logo podemos constatar que a economia de muitas cidades e a vida de muitos trabalhadores será afetada. Como exemplo podemos analisar a cidade de Corumbá/MS, maior município da região Centro-Oeste do país com aproximadamente 108.000 habitantes, dos quais 30.000 são pessoas que dependem direta e indiretamente da atividade pesqueira. Em sua maioria são pescadores artesanais, ribeirinhos e coletores de iscas vivas. Só no ano de 2015, segundo a Associação Corumbaense das Empresas Regionais de Turismo-ACERT, o município de Corumbá recebeu mais de 52.000 turistas que movimentaram 101 milhões de reais na região. Dados que revelam a importância das modalidades da pesca no município.

A pesca turística é tida como a mais dinâmica economicamente. Os barcos hotéis e pousadas estruturam toda uma cadeia geradora de empregos diretos e indiretos em agências de turismo, companhias aéreas, hotéis e bares, além dos empregos

gerados pelos vários estaleiros e oficinas existentes em algumas cidades pantaneiras.

Importante também ressaltar que a pesca turística tem acooplada a ela a modalidade específica de atividade extrativista identificada como captura de iscas vivas que é praticada por ribeirinhos e comunidades tradicionais. Banducci [6], pesquisador da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em trabalho publicado em 2003, demonstra que a atividade é realizada por toda a extensão do rio Paraguai, a partir da foz do rio São Lourenço (divisa entre MS e MT) até a região Sul do Pantanal, em Porto Murtinho. Nesta última região os ayoreos, indígenas que vivem em território paraguaio, são os que praticam a captura.

Estes grupos, chamados regionalmente de “isqueiros”, são considerados os mais vulneráveis e isso ocorre sob vários aspectos. Imagine se somado as vulnerabilidades já inerentes a este grupo forem construídas mais 162 UHE e PCH causando a barragem dos rios que os mantêm.

3. Considerações finais

Endente-se que, medidas para estabelecer os limites de sustentabilidade ambiental da exploração do potencial energético da Bacia, precisam ser desenhados assegurando a preservação do Pantanal, que em função da sua fragilidade e do grau de impactos que vem sofrendo, já é considerado por alguns especialistas em estado ameaçado de conservação.

É preciso ter claro que os impactos gerados na Bacia do Alto rio Paraguai atingem potencialmente regiões em outros países, como Bolívia e Paraguai, o que contraria a Convenção sobre Diversidade Biológica, em que o Brasil assumiu a “responsabilidade de assegurar que atividades sob sua jurisdição ou controle não causem dano ao meio ambiente de outros Estados ou de áreas além dos limites da jurisdição nacional”.

Para tanto uma ferramenta que auxiliaria significativamente na conformação de uma olhar mais sistêmico, seria a elaboração de uma Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), prevista como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiental (PNMA - Lei nº 6938/81, art. 9º) em toda a Bacia do Alto Paraguai (BAP). A diferença entre a Avaliação Ambiental Estratégica e as avaliações convencionais é que ela leva em consideração os impactos cumulativos dos empreendimentos. Assim,

os estudos para instalação de uma nova usina em um rio que já possua uma barragem, por exemplo, deverão somar o impacto já existente com os impactos do novo empreendimento.

Atualmente, o licenciamento ambiental de um projeto é concedido a partir de avaliações do impacto ambiental apenas para um dado empreendimento. Já a AAE permite a identificação, o mais cedo possível, dos efeitos cumulativos e das alterações de grande escala. A vantagem é que ela compatibiliza a geração de energia com a conservação da biodiversidade e a manutenção do equilíbrio ecológico do Pantanal.

Por fim, percebe-se também que, para enfrentar os problemas acarretados pela instalação dos empreendimentos hidroelétricos na BAP, é necessária a adoção de estratégias e políticas públicas para o desenvolvimento local das regiões onde serão instalados tais empreendimentos, influenciando assim, nos indicadores de desenvolvimento social, ambiental e econômico, coordenadas pelo poder público e com uma possível contrapartida das usinas.

Bibliografia

[1] **Costa, M. F.** (1999). *História de um país inexistente: O Pantanal entre os séculos XVI e XVIII*. São Paulo, Kosmos.

[2] **Ministério de Minas e Energia** (2015). “Energia Hidráulica em 2014”. Disponível em <http://www.mme.gov.br/documents/1138769/2252804/Energia+Hidr%C3%A1ulica+em+2014.pdf/a4f31f91-1737-4f3b-85fb-f960706d0c56> (acesso em 10 de outubro de 2016).

[3] **Empresa de Pesquisa Energética** (2007). “Plano Nacional de Energia 2030”. Disponível em http://www.epe.gov.br/PNE/20080111_1.pdf (acesso em 9 de outubro de 2016).

[4] **Girard, P.** (2002). *Efeito cumulativo das barragens no pantanal: mobilização para conservação das áreas úmidas do Pantanal e Bacia do Araguaia*. Campo Grande, MS, Instituto Centro Vida. Relatório. Disponível através do link:http://www.riosvivos.org.br/a/arquivos/site_noticias_576079585.pdf (acessado em outubro de 2016).

[5] **Junk, W. J.; Bayley, P. B. E Sparks, R. E.** (1989). “The flood pulse concept in river-floodplain systems”, en Dodge, D. P. (ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium*. Quebec, Department of Fisheries and Oceans, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, pp. 110-127.

[6] **Banducci Junior, A.** (2003). “Turismo cultural e patrimônio: a memória pantaneira no curso do Rio Paraguai”, *Horizontes Antropológicos* 20, Porto Alegre, pp. 117-140.

Variaciones en las características hidroquímicas de la subcuenca del río Ambato, provincia de Catamarca, Argentina¹

Olivia Bulacios Muñiz²



Palabras clave: Aguas superficiales; composición química; variación temporal; El Rodeo.

1. Introducción

La provincia de Catamarca está ubicada en el noroeste de la República Argentina, la mayor parte de su superficie está cubierta por montañas. Está dividida en 9 cuencas hidrográficas, siendo una de las principales la de la Falda Oriental del Ambato, que está comprendida entre las coordenadas 27° 46' y 28° 57' de latitud sur 65° 29' y 66° 24' de longitud oeste. En la parte superior de esta cuenca, y por la ladera oriental, se encuentra la subcuenca del río Ambato [1]. En cuanto al clima de esta cuenca, corresponde al árido de sierras y bolsones. Aunque las condiciones son menos severas y permiten la radicación de oasis de riego con una alternancia de microclimas húmedos en las laderas orientales de las sierras. El Rodeo es una importante villa turística. Una de las principales fortalezas que posee es su riqueza hídrica, ya que el pueblo está cruzado por 5 ríos y arroyos que nacen en las

1 Agradezco a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Catamarca, por la financiación del Proyecto 02-1426. A los integrantes del proyecto: Margarita del Valle Hidalgo, Augusto Exequiel Bellanich, César Augusto Moreno, Alfredo Martín Cortondo, María Pía Juárez, Andrea Ivana Velazco, Ana Sofía Córdoba, José Góngora.

2 Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNCa, S. F. V. de Catamarca, Argentina. obulacios@gmail.com.

altas cumbres del cerro Ambato y confluyen en el río del Valle, que desemboca en el dique Las Pirquitas.

Las aguas naturales adquieren sus características químicas por procesos de disolución y por reacciones químicas con sólidos, líquidos y gases durante las diversas etapas del ciclo hidrológico [2]. La composición química que las aguas alcanzan de manera natural puede alterarse debido a contaminación de origen antrópico: industrial, urbano-doméstica y agrícola. Esta composición final es la que determina la calidad del agua en un determinado momento [3].

Si bien existen estudios de las características químicas de la cuenca media e inferior del río del Valle, es muy escasa la información hidroquímica a nivel superior. Demín [4] encontró valores de pH 7 para el río Ambato y 7,32 para el río Los Nogales, 0,08 y 0,07 (dS/m) de conductividad eléctrica respectivamente y 43 (mg/L de CaCO₃) de alcalinidad total para ambos ríos.

Este trabajo tiene como objetivo determinar las variaciones de las características químicas de los ríos de la subcuenca del Ambato en la localidad de El Rodeo utilizando como criterios espacio y tiempo. Este tema forma parte del proyecto acreditado denominado "Composición química de aguas superficiales en la subcuenca del río Ambato. Impacto antrópico de la villa turística El Rodeo, Provincia de Catamarca, Argentina".

2. Materiales y métodos

Se monitorearon aguas de cinco (5) ríos/arroyos que forman parte de la subcuenca del Ambato: 1-río Seco; 2-río Ambato; 3-río Los Nogales; 4-arroyo de La Iglesia Vieja; 5-arroyo Los Puestos.

En la figura 1 se observan los sitios de muestreo, los cuales se eligieron con el siguiente criterio: aguas arriba de la subcuenca (A), los puntos en la zona de la villa (B), punto de unión de los afluentes al río Ambato (C) y el punto aguas abajo (D). Se realizaron 9 campañas de muestreo en el período desde octubre 2014 a febrero de 2016 con frecuencia bimestral.

Los muestreos se realizaron bajo criterios de Normas IRAM 29012 [5, 6, 7]. Se determinaron *in situ* los parámetros: temperatura (T°), potenciometría (pH), conductividad eléctrica-conductimetría (CE), oxígeno disuelto-potenciometría (OD), turbidez-nefelometría (Turb), alcalinidad-titulación ácido base (HCO₃⁻), caudal-correntómetro (Q). En laboratorio se determinó la composición iónica

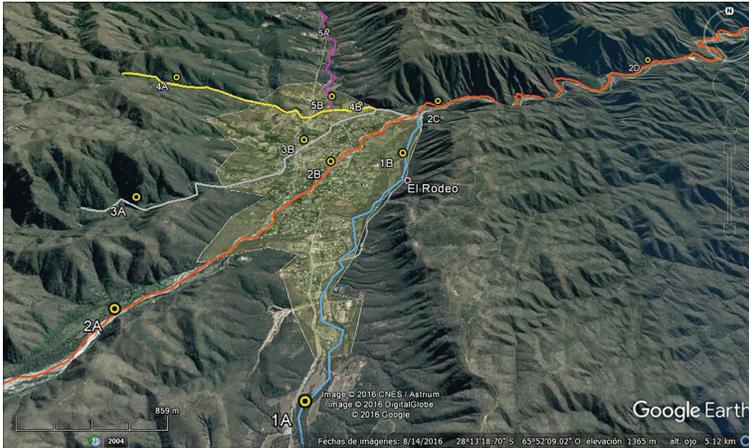


Figura 1. Ubicación de los sitios de monitoreo, Localidad de El Rodeo, Dpto. Ambato, Catamarca. Google Earth. Fuente: Elaboración propia.

mayoritaria, la cual se realizó por cromatografía iónica, y en el caso de los aniones se hizo con supresión química. Se emplearon las metodologías propuestas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th edition.

Para el tratamiento de datos se realizó un análisis descriptivo y comparativo usando como criterio de clasificación la separación de los muestreos en dos temporadas, primavera verano (PV) que corresponde a la época de lluvia y otoño invierno (OI) que corresponde a la época de sequía. Además se utilizó un segundo criterio de clasificación en función de la posición de los sitios de muestreo. Los datos estadísticos se analizaron con el software InfoStat [8], las medias se compararon con el test de Tukey ($p \leq 0,05$). Para observar la relación de las variables fisicoquímicas se realizó un análisis multivariado de datos, a partir de la técnica de reducción de dimensiones, conocida como Análisis de Componentes Principales (ACP). A su vez se complementó con gráficos lineales para ver características puntuales de los diferentes ríos.

3. Resultados y discusión

Con respecto al análisis de la varianza, se observa que para el criterio de clasificación “temporada” existen diferencias significativas para las variables: pH ($p < 0,0259$), OD ($p < 0,0001$), Turb

($p < 0,0011$), Q ($p < 0,0001$) y T° ($p < 0,0001$). Por otro lado para el criterio "posición" se encontró que las variables con diferencias significativas son: pH ($p < 0,0001$), HCO_3^- ($p < 0,0139$), NO_3^- ($p < 0,0002$), Q ($p < 0,0458$) y T° ($p < 0,0001$). Analizando más detalladamente las diferencias entre algunas variables a lo largo de la subcuenca, vemos que para el pH existen diferencias significativas entre los sitios B con respecto a los C y D, encontrándose los menores valores en los sitios B con una media de 8,16. Tomando los valores medios de NO_3^- se aprecian diferencias significativas entre los sitios B con respecto al resto de los mismos, con valores medios más altos en los sitios B de 0,02 meq NO_3^-/L .

En la figura 2 se presenta el análisis de los componentes principales en el cual se distinguen cuatro cuadrantes (I, II, III y IV) delimitados por las componentes, las variables que se agrupan en el mismo cuadrante poseen una correlación directamente proporcional, como el caso del pH con el CO_3^{2-} pertenecientes al cuadrante I o las variables del cuadrante III: CE, Na^+ , SO_4^{2-} , HCO_3^- y NO_3^- . Por otro lado las variables que se encuentren en cuadrantes opuestos tienen una correlación inversamente proporcional entre sí, tal es el caso del OD en el cuadrante II con su predecible relación inversa con la T° del agua enmarcada en el cuadrante IV.

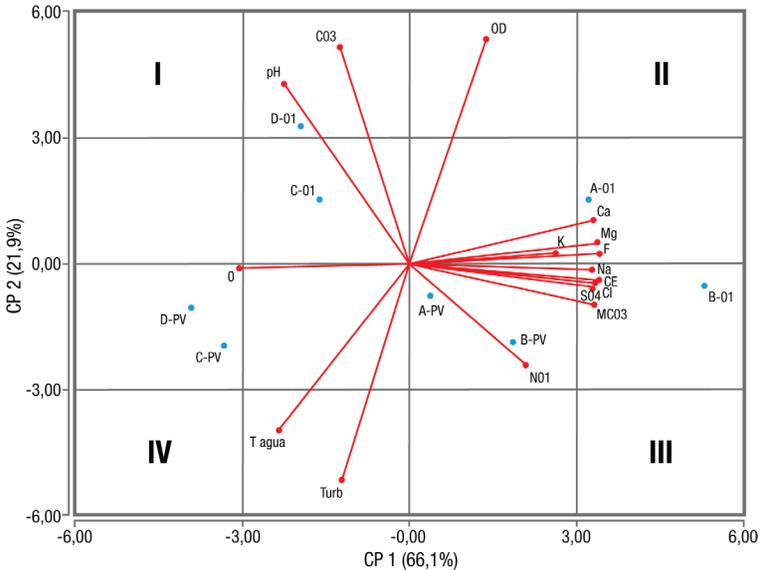
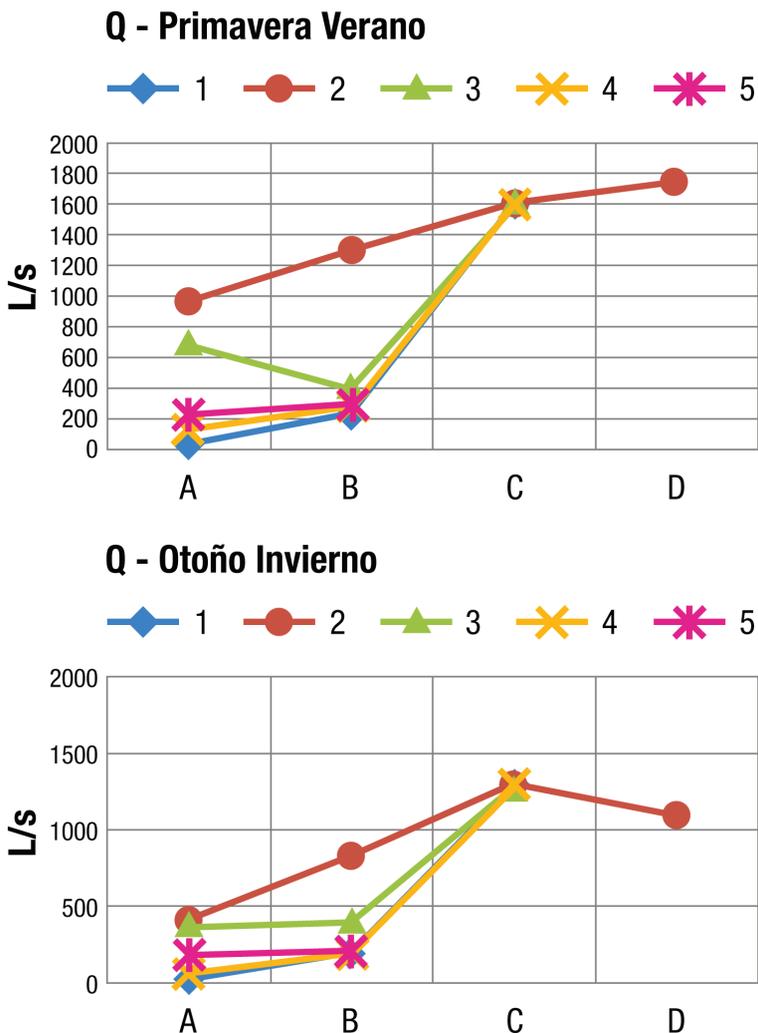


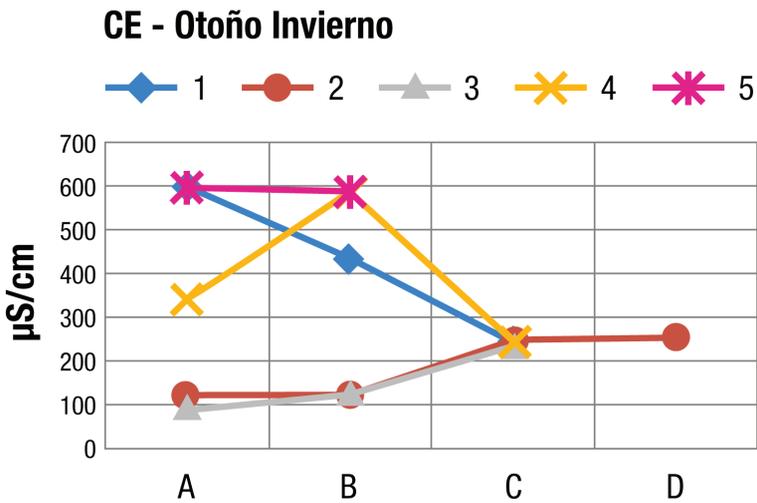
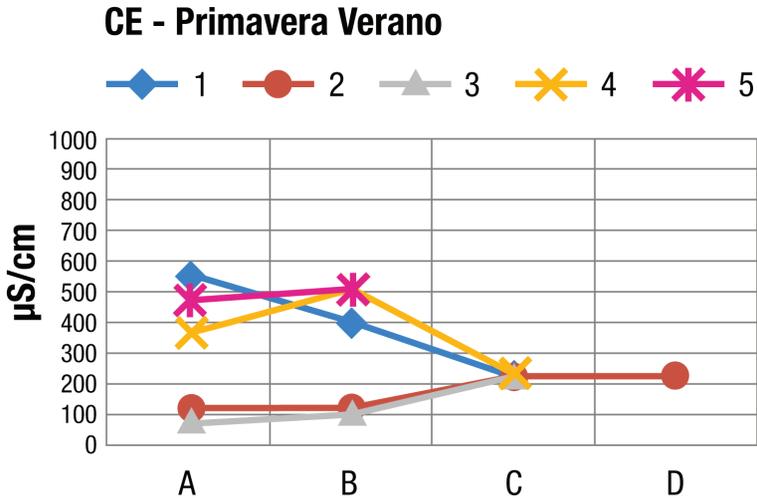
Figura 2. Gráfico del Análisis de Componentes Principales de las variables medidas en los 5 ríos. Fuente: Elaboración propia.

Es importante destacar gráficamente los caudales de los diferentes ríos (figs. 3 y 4), observándose que el río Ambato (2) presenta el mayor caudal en ambas temporadas, aunque nivelándose un poco con el resto de los ríos en la temporada OI. Cabe resaltar que la intersección de las líneas es el punto de confluencia de los ríos.



Figuras 3 y 4. Variación del caudal de los 5 ríos en 4 posiciones de muestreo para las temporadas PV y OI. Fuente: Elaboración propia.

En las figuras 5 y 6 se observan los valores de CE de los 5 ríos y el aporte a la CE resultante.



Figuras 5 y 6. Variación de la conductividad eléctrica de los 5 ríos en 4 posiciones de muestreo para las temporadas PV y OI. Fuente: Elaboración propia.

4. Conclusiones

La composición iónica mayoritaria de los 5 ríos se conserva sin variaciones significativas entre las temporadas PV y OI. El pH es más bajo y el contenido de nitratos mayor en la Villa El Rodeo. El río Ambato por su mayor caudal atenúa los contenidos de las distintas especies disueltas de sus afluentes, alcanzando finalmente una conductividad eléctrica baja en ambas temporadas. Como era predecible, el caudal es mayor en la temporada de PV en la que hay mayores precipitaciones.

Bibliografía

[1] Gobierno de la Provincia de Catamarca-ETISIG (s.f.). *Cuen-
cas Hidrográficas de la Provincia de Catamarca, Atlas Catamar-
ca*. Disponible en: <http://www.atlas.catamarca.gov.ar> (accedido
en octubre de 2016).

[2] Stumm, W. y Morgan, J. J. (1981). *Aquatic Chemistry*. USA,
Ed. John Wiley.

[3] Drever, J. (1988). *The Geochemistry of Natural Water*. 2° ed.
USA, Prentice-Hall, Inc.

[4] Demín, P. (2013). “Caracterización preliminar de la calidad
del agua en la cuenca superior del Río del Valle (Catamarca)”,
*Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad
Nacional de Cuyo*, tomo 45, vol. 1, pp. 53-61.

[5] IRAM (2002). IRAM 29012-1. Calidad ambiental. Calidad del
agua. Muestreo. Parte 1. “Directivas generales para el diseño de
programas de muestreo”.

[6] IRAM (1996). IRAM 29012-2. Calidad del medio ambiente.
Agua. Muestreo. “Directivas generales sobre técnicas.

[7] IRAM (1998). IRAM 29012-3. Calidad ambiental. Calidad del
agua. Muestreo. Parte 3. “Guía para la preservación y manipula-
ción de las muestras”.

[8] Di Rienzo, J. A. *et al.* INFOSTAT versión 2015. Grupo InfoS-
tat, FCA, UNC, Argentina.

Uso de datos multitemporales Landsat para la delimitación y caracterización de lagunas en la planicie de inundación del bajo río Paraná¹

Maira Patricia Gayol²

Natalia Morandeira³

Patricia Kandus⁴



Palabras clave: Lagunas; planicie de inundación; NDVI; Landsat; vegetación.

1. Introducción

En la planicie de inundación del río Paraná, los humedales se expresan como paisajes complejos cuya extensión depende principalmente del régimen hidrológico. Una de sus características distintivas es la presencia de un gran número de lagunas someras. Estas lagunas son importantes para las actividades productivas de la zona: ganadería, apicultura y pesca [1]. Además, las lagunas garantizan funciones ecosistémicas esenciales, tales como la regulación del transporte de sedimentos y la provisión de hábitat para una gran diversidad de fauna silvestre. Conocer la distribución de las lagunas y los patrones de cambio asociados a los pulsos de inundación del río permite entender el funcionamiento de la planicie de inundación.

Dada la extensión, complejidad y dificultad de acceso a estos ecosistemas, la teledetección se transforma en

1 Este trabajo contó con soporte financiero a través del PICT 0824-2014 de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica.

2 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.
mgayol@unsam.edu.ar.

3 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.
natalia.sm83@gmail.com.

4 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.
patriciakandus@gmail.com.

una herramienta crítica para su monitoreo a escala de paisaje. A su vez, se encuentran disponibles las imágenes adquiridas con la serie de sistemas satelitales Landsat (de 1972 al presente), lo que permite que el mapeo y monitoreo de la dinámica de los cuerpos de agua sea viable incluso a una escala global [2]. Debido a las inundaciones periódicas, las lagunas de las planicies de inundación son elementos dinámicos que sufren cambios en su forma y extensión espacial. Además, las lagunas se encuentran parcial o totalmente cubiertas por vegetación. Estas características dificultan la discriminación de su entorno y por lo tanto la identificación de sus límites.

Los objetivos de este trabajo son: delimitar las lagunas de un sector de la planicie de inundación del bajo río Paraná con un enfoque multitemporal e identificar tipos de laguna de acuerdo a los patrones de cambio de sus coberturas.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende un sector de la planicie de inundación del bajo río Paraná. Se encuentra en el departamento de Diamante de la provincia de Entre Ríos, Argentina, con una superficie de 254,4 km² (coordenadas centrales: 32°25'S, 60°39'O). Se caracteriza por la presencia de lagunas con vegetación herbácea arraigada y flotante [3].

2.2. Delimitación de lagunas

Las lagunas se delimitaron según el método propuesto por Borro *et al.* [4]. Se utilizaron 83 imágenes (70 Landsat 5 TM y 13 Landsat 8 OLI), Path/Row 227/82, tomadas durante el período 1987-2015. Las imágenes fueron transformadas a reflectancia en superficie (relación entre la radiación reflejada y radiación incidente) a partir del modelado de la influencia de la atmósfera considerando los efectos de la dispersión Rayleigh. Para los píxeles de cada imagen se calculó el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI).

Luego, para discriminar las lagunas de los humedales vegetados a su alrededor, se utilizó el valor de NDVI umbral encontrado por Borro *et al.* (2014) de 0,34. A partir del valor umbral se clasificaron los píxeles de cada imagen en dos clases: presencia (NDVI < 0,34) y ausencia (NDVI > 0,34) de agua. De esta

manera se obtuvo para cada una de las 83 imágenes una capa binaria de píxeles con y sin agua. Se consideró que los píxeles formaban parte de una laguna si se encontraban con agua en al menos un 40% de las imágenes analizadas. Los cursos de agua (ríos y arroyos) se eliminaron de la capa de lagunas. Se obtuvo así un mapa de lagunas en la zona de estudio.

2.3. Patrones de cambio de las lagunas

En el pulso de inundación 2010-2011 se caracterizó la cobertura de las lagunas mediante una clasificación supervisada (basada en el algoritmo de máxima verosimilitud) en un conjunto de siete imágenes Landsat 5 TM. Se consideraron cinco clases de cobertura: agua con baja concentración de sedimentos, agua con alta concentración de sedimentos, vegetación verde, vegetación verde y agua y vegetación senescente. En cada imagen se tomaron muestras de las diferentes coberturas y luego, para cada cobertura, se generó una firma típica promedio (con su media y desvío estándar). Las firmas típicas se utilizaron para clasificar todas las escenas. Se obtuvo como producto un mapa de cobertura de las lagunas para cada fecha.

Para analizar la dinámica de las lagunas en el tiempo, en cada laguna se calculó el porcentaje de cada cobertura para las siete escenas. Según los cambios de los porcentajes de cobertura en el tiempo se definieron ocho tipos de lagunas, para lo que se utilizó el algoritmo k-means.

3. Resultados y discusión

3.1. Delimitación de lagunas

Se delimitaron 303 lagunas (figura 1) que ocupan una superficie de 58,7 km² (23% del área total). Se observa un predominio de lagunas relativamente pequeñas, desconectadas de los cursos de agua.

3.2. Patrones de cambio de las lagunas

De acuerdo con la secuencia de cambios de los porcentajes de las diferentes coberturas para cada laguna, se identificaron ocho grupos que presentan la siguiente dinámica:

- ▶ Grupo 1 (3,2% de la superficie de lagunas, 25 lagunas): Las lagunas presentan inicialmente un ambiente heterogéneo con un porcentaje de cobertura similar para las clases de agua y

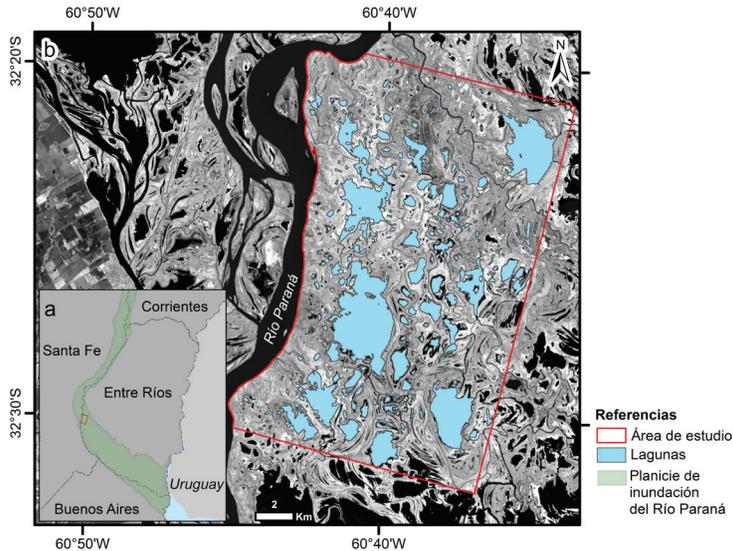


Figura 1 (A). Localización del área de estudio; (B) Mapa de lagunas dentro del área de estudio en la planicie de inundación del bajo río Paraná (Departamento de Diamante, provincia de Entre Ríos). La imagen satelital de fondo corresponde a la banda del infrarrojo cercano de la escena Landsat 8 OLI, de fecha 13/04/2017. Fuente: Elaboración propia.

de vegetación verde; luego se observa un importante aumento en la clase agua con alta concentración de sedimentos que se mantiene hasta el final del pulso, esto indicaría la entrada del agua en la planicie de inundación.

- ▶ Grupo 2 (2,1% de la superficie de lagunas, 29 lagunas): Se observa al inicio del pulso una cobertura predominante de agua con alta concentración de sedimentos; luego el agua sedimenta y comienza a crecer la cobertura de vegetación. La sedimentación podría deberse a una baja energía del agua que entra a las lagunas.

- ▶ Grupo 3 (2,5% de la superficie de lagunas, 37 lagunas): Incluye lagunas vegetadas en las que se observa un aumento en la vegetación verde con agua debajo; luego la vegetación verde se recupera.

- ▶ Grupo 4 (72% de la superficie de lagunas, 54 lagunas): Es el grupo de mayor cobertura espacial de lagunas. Al comienzo del pulso se observa un ambiente heterogéneo similar al del Grupo 1. En segundo término, se observa un importante aumento en la clase agua con alta concentración de sedimentos. Al bajar

la inundación se observa un aumento de la vegetación senescente. Hacia el final del pulso la vegetación se recupera y se observa un aumento en la cobertura de vegetación verde con y sin agua.

► Grupo 5 (12,5% de la superficie de lagunas, 39 lagunas): Se observa un patrón similar a los Grupos 1 y 4 en las dos primeras fechas. Luego el agua de la inundación se retira y comienza a aumentar la cubierta de vegetación con agua debajo; finalmente al final del pulso se observa una cobertura similar a la inicial.

► Grupo 6 (1,2% de la superficie de lagunas, 33 lagunas): Incluye a lagunas vegetadas. En la fase de aguas bajas se observa un aumento en la vegetación senescente que luego disminuye, recuperándose la vegetación verde sin agua debajo.

► Grupo 7 (4,1% de la superficie de lagunas, 58 lagunas): Presenta al inicio del pulso coberturas similares a los Grupos 1, 4 y 5. Luego entra la inundación, pero no disminuye la cobertura de vegetación. En las siguientes fechas aumenta la cobertura de vegetación con agua y de agua con baja concentración de sedimentos. La disminución de los sedimentos en suspensión podría asociarse a una baja energía del agua que entra a las lagunas y a la presencia de vegetación.

► Grupo 8 (1,6% de la superficie de lagunas, 28 lagunas): Presenta al inicio una cobertura similar a los Grupos 1, 4 y 5 y 7, luego entra la inundación y aumenta la cobertura de vegetación senescente. Hacia el final del pulso las lagunas recuperan la vegetación verde.

4. Conclusiones

El método para delimitar las lagunas permitió obtener una base de datos de las lagunas del área de estudio, no identificadas en la cartografía existente. Asimismo, fue posible identificar ocho tipos de laguna según el patrón de cambios de las coberturas. La vegetación de macrófitas cumpliría un papel clave en la dinámica de la mayor parte de la superficie cubierta por lagunas. El trabajo se continuará evaluando otros pulsos de inundación y comparando los patrones de comportamiento de las lagunas.

Bibliografía

- [1] Baigún, C. R. M. M. *et al.* (2008). “Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach?”, *Ecohydrology & Hydrobiology* 8, pp. 245-262.
- [2] Sheng, Y. *et al.* (2016). “Representative lake water extent mapping at continental scales using multi-temporal Landsat-8 imagery”, *Remote Sensing of Environment* 185, pp. 129-141.
- [3] Malvárez, A. I. (1997). “El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales”, en Malvárez, A. I. (ed.): *Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica*. Montevideo, Uruguay, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, pp. 35-53.
- [4] Borro, M. M. *et al.* (2014). “Mapping shallow lakes in a large South American floodplain: a frequency approach on multi-temporal Landsat TM/ETM data”, *Journal of Hydrology* 512, pp 39-52.

Consecuencias de la expansión urbana sobre el paisaje de lagunas de lomadas arenosas (Corrientes, Argentina)¹

Félix Ignacio Contreras²

Elsie Araseli Ojeda³



Palabras clave: Lagunas; riesgo ambiental; anegamiento; cambios morfométricos, Corrientes.

1. Introducción

Para Fernández Aláez *et al.* [1] el funcionamiento de los lagos someros está controlado por la disponibilidad de nutrientes y su estado trófico así como por la cantidad y periodicidad del agua ya que, al ser poco profundos, los niveles de la misma fluctúan de forma natural tanto intra como interanualmente, dependiendo en gran parte del clima regional y de las actividades humanas [2, 3, 4].

La situación de las lagunas de lomadas arenosas no escapa a lo planteado anteriormente ya que sus niveles de agua fluctúan de año a año, dependiendo de las precipitaciones locales que se manifiesten. Es por ello que Contreras [5] señala que estas lagunas se encuentran expuestas a sufrir alteraciones o bien a desaparecer en el afán, conforme avanza la frontera urbana. El hecho de que estas lagunas sean poco profundas y que sus aguas

1 Esta investigación fue llevada a cabo gracias al Proyecto "Evaluación de la diversidad íctica en la planicie del río Paraná Medio". SGCyT – UNNE, B009-2014 (2015-2018). Res. 155/15 C.S.

2 Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE)/Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE), Corrientes, Argentina. figcontreras@hotmail.com.

3 Instituto de Investigaciones Geohistóricas, Resistencia, Chaco. araselojeda@hotmail.com.

dependan exclusivamente de las precipitaciones locales, las deja expuestas ante la construcción de viviendas o trazado de calles dentro de sus cubetas. En este sentido, la organización del espacio y las políticas de ordenamiento territorial tienen un papel clave ya que si bien, por un lado, estos cuerpos de agua someros son susceptibles a los impactos antrópicos, por el otro, la construcción de casas y calles sobre estas cubetas ponen en riesgo a la población que se instala en ellas.

Sin embargo, la ciudad de Corrientes posee como antecedente el constante crecimiento espacial de su ejido urbano sobre estas áreas de lagunas. Contreras [5] señala que en 1950 la ciudad abarcaba una superficie aproximada de 17 km² y que desde entonces hasta el año 2012 esta superficie se incrementó a 33 km². En otras palabras, el crecimiento espacial en estos últimos 62 años duplicó al existente en el año 1950. Como consecuencia de ello, se ha modificado el paisaje y el uso del suelo. En primer lugar, la extensión urbana ha contribuido a la desaparición de 33 lagunas de la lomada arenosa equivalentes a 3,4 km² (10% de los espacios ocupados por el crecimiento espacial) y en la actualidad estos lugares presentan grandes problemas de anegamiento.

Sobre el área periurbana, la lomada arenosa ofrece espacios de costos elevados que se ofrecen como clubes de campo, situación similar al del turismo residencial descrito en España, cuyo objetivo no es atraer turistas y ofertarles servicios, sino la de producir suelo urbano. Es decir, construir viviendas y venderlas. Es así como a partir del 2009, año muy seco, comienza un proceso de ocupación ininterrumpido que fue fuertemente afectado en el reciente fenómeno de “El Niño” durante el 2015 y los primeros meses del 2016.

Sobre la base de estos antecedentes, el objetivo de este trabajo es analizar las dinámicas naturales de las lagunas en áreas periurbanas de la ciudad de Corrientes y cómo las mismas repercuten en la población.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

Para llevar a cabo este trabajo, en primer lugar se ha considerado el área periurbana ubicada al este de la ciudad de Corrientes, la cual posee alrededor de 100 lagunas y para la

cual se dispone de imágenes de Google Earth desde el año 2003 a la actualidad, lo que permitió hacer un seguimiento anual de las etapas de crecimiento espacial de la ciudad así como observar el nivel de agua de las lagunas en determinados momentos.

2.2. Digitalización de lagunas

No se utilizaron imágenes Landsat dado que su resolución de 30 x 30 m no es adecuada para la escala de trabajo del presente estudio. La digitalización, en una primera instancia, consistió en delimitar la cubeta máxima de cada laguna con el fin de establecer los límites de las mismas, para lo cual se utilizó la imagen correspondiente al día 16/01/2003. Esta fecha es posterior a un evento extremo de inundación y las lagunas poseían la mayor superficie en la serie de tiempo estudiada.

2.3. Identificación de lagunas con impactos antrópicos

Teniendo como base los polígonos de las lagunas generados para el año 2003 y utilizando la última imagen disponible correspondiente al día 13/04/2016, se han identificado todas las lagunas que fueron impactadas para realizar con ellas una clasificación en función de la presencia de viviendas o calles construidas dentro de ellas. Una vez identificadas las lagunas alteradas, se fechó el momento de la alteración así como del estado de la laguna en ese momento.

3. Resultados y discusión

La digitalización ha permitido comprobar que el área estudiada posee un total de 105 lagunas con una superficie acumulada de 582 ha, con un rango de tamaño entre 0,38 y 9,63 ha. Esto equivale a 2,91 Lag/km² y una densidad lacustre del 17%. Estos valores que describen el paisaje son similares a los mencionados en Contreras [6], quien señala que en toda la región existe un promedio de 3 Lag/km² y una densidad lacustre del 20%. Esto muestra que a pesar de tratarse de un área muy reducida, se siguen manteniendo los patrones de distribución regional de cuerpos de agua.

Desde el año 2003 a la actualidad, la fuerte presión del mercado inmobiliario por la ocupación de nuevos espacios en áreas periurbanas ha llevado a edificar 117 viviendas sobre 15

lagunas, cuyas respectivas ocupaciones se realizaron en años secos, cuando los niveles de agua de las mismas eran reducidos o nulos.

Por tratarse de lagunas poco profundas y, en muchos casos, con limitada capacidad de retención de agua, son vulnerables frente al avance del crecimiento espacial de la ciudad de Corrientes. Como consecuencia de ello, de un total de 147 lagunas que poseía el departamento Capital en 1950, 51 (35%) ha sufrido algún tipo de impacto y 34 (23%) ha desaparecido como resultado de la ocupación de sus cubetas, ya sea para el trazado de calles o la construcción de viviendas [5].

Según Aledo *et al.* [7] el proceso turístico residencial consta de cuatro operaciones: 1) la compra de tierra; 2) su transformación en suelo urbano; 3) la construcción de viviendas y urbanizaciones; y 4) la venta de las mismas. El uso de estas residencias puede ser para viviendas de fin de semana, períodos vacacionales o como residencia semipermanente o permanente [7]. Lamentablemente, las actuaciones urbanísticas del turismo residencial conllevan fuertes transformaciones del territorio, afecciones al paisaje y a los ecosistemas locales así como elevados consumos de recursos naturales [8]. Es por ello que el paisaje de lagunas se encuentra amenazado por la expansión urbana. Si bien sobre él existen grandes lagunas (que pueden ser utilizadas como espacio de recreación o son incorporadas como atractivo paisajístico de los clubes de campo), también existe un gran número de pequeñas cubetas someras con limitada capacidad de retención de agua que al secarse dejan espacios libres de vegetación. Es en ese momento cuando la población se instala en ellas. Según Aledo [9], la expansión del urbanismo y, en concreto, del turismo residencial es un potente motor del proceso de artificialización del suelo que impulsa la expansión de la desertificación.

En este punto, surge un dilema ambiental cuya prevención posee una misma solución. Por un lado, evitar que el hombre, en su afán de ocupar nuevos espacios, impacte en estos cuerpos de agua ya que con ello no solo se estarían perdiendo elementos importantes del paisaje, sino que también se reduce la capacidad de retener agua en años húmedos (uno de los servicios que estas lagunas ofrecen a la sociedad). Por otra parte, y visto desde otra perspectiva, evitar que la población se instale en estas lagunas reduce al mínimo los riesgos de pérdidas materiales así como sanitarios (figura 1).



Figura 1. Consecuencias de la construcción de vivienda sobre la cubeta de lagunas (Foto: Félix Ignacio Contreras-Santa Ana de los Guacaros, Corrientes, Argentina).

Es decir, realizar un minucioso ordenamiento territorial en áreas periurbanas, su incorporación en la planificación urbana y el control en los frentes de avance constituyen factores claves para la conservación de paisajes y el bienestar social y, en consecuencia, el afianzamiento de la relación sociedad-naturaleza.

4. Conclusiones

El desarrollo humano y la necesidad por la ocupación de nuevos espacios indefectiblemente implican impactos ambientales sobre el paisaje que los alberga. Sin embargo, dichas ocupaciones suelen realizarse con total desconocimiento sobre las dinámicas naturales del lugar, exponiendo a la población a determinados riesgos ambientales que pueden ser evitados si dicha dinámica fuera tenida en cuenta.

El área periurbana de la ciudad de Corrientes es un ejemplo concreto de cómo la indiferencia por proteger y conservar lagunas como áreas de amortiguación de excedentes hídricos durante eventos de inundaciones implica que la misma población se vea afectada por su actuar imprudente.

Sin dudas, estos estudios que aportan al ordenamiento territorial son la clave para conservar estos paisajes, reduciendo o mitigando los impactos del hombre a la par de reducir al mínimo su exposición a riesgos ambientales.

Bibliografía

[1] **Fernández Aláez, M. et al.** (2004). “La influencia del régimen hídrico sobre las comunidades de macrófitos de lagunas someras de la Depresión del Duero”, *Ecosistemas* 13 (2), s.p.

[2] **Blindow, I.** (1992). “Long and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes”, *Freshwater Biology* 28, pp. 15-27.

[3] **Gafny, S. y Gasith** (1999). “Spatially and temporally sporadic appearance of macrophytes in the littoral zone of lake Kinneret, Israel: taking advantage of a window of opportunity”, *Aquatic Botany* 62, pp. 249-267.

[4] **Beklioglu, M.; Altinayar, G. y Tan, C. O.** (2001). “Role of water level fluctuations, nutrients and fish in determining the macrophyte-dominated clear water states in five Turkish shallow lakes”, en: *Shallow Lake Wetlands: Ecology, Eutrophication and Restoration International Workshop*, Ankara, Turquía, 28-30 de octubre.

[5] **Contreras, F. I.** (2015). “El impacto ambiental del crecimiento espacial de la ciudad de corrientes sobre lagunas periurbanas”, *Boletín Geográfico* 37, dic., pp. 29-42.

[6] **Contreras, F. I.** (2016). “Distribución y dinámica natural de las lagunas de la región de lomadas arenosas de la provincia de Corrientes (Argentina)”, en: *XI Jornadas Nacionales de Geografía Física*, San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, 4-6 de mayo.

[7] **Aledo Tur, A.; Mazón Martínez, T. y Mantecón Terán, A.** (2007). “La insostenibilidad del turismo residencial”, en Lagunas, David (coord.): *Antropología y turismo: claves culturales y disciplinares*. México DF, Plaza y Valdés.

[8] **Domínguez, J. A.** (2008). “Análisis socioambiental del golf: ¿recurso o problema?”, en Galanes, L. (coord.): *Sociedad, Medio Ambiente y Empresa*. San Juan, Editorial Tal Cual.

[9] **Aledo Tur, A.** (1999). “Desertificación y urbanismo: el fracaso de la utopía”, *Boletín* 9, disponible en: <http://habitat.aq.upm.es/boletin/n9/aaale.html> (accedido en octubre de 2016).

Uso de múltiples indicadores para evaluar la calidad ambiental en las islas del Delta del río Paraná bajo diferentes usos productivos



Pamela Krug¹
Carolina Aronzon²
Gabriela González Garraza³
Julieta Peluso⁴
Facundo Schivo⁵
Gabriela Svartz⁶

Palabras clave: Calidad de agua; parámetros físico-químicos; bioensayos; anfibios.

1. Introducción

El Delta del Paraná es uno de los macrosistemas de humedal más importantes de la Argentina, donde se alternan áreas naturales con otras explotadas productivamente. En particular, en el Bajo Delta insular, la forestación con salicáceas era, tradicionalmente, la principal

1 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina. cpkrug@hotmail.com.

2 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina. carolinaaronzon@hotmail.com.

3 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)/CONICET Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. aleirbag374@gmail.com.

4 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental. UNSAM/CONICET, Argentina. juli.peluso@hotmail.com.

5 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina. facuschivo@hotmail.com.

6 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina. svartzgabriela@hotmail.com.

actividad económica de la región. Sin embargo, en las últimas décadas y debido a la reciente expansión de los cultivos intensivos en las zonas de tierras altas, una importante fracción de la actividad ganadera fue desplazada hacia estos ambientes, generando una complejidad de combinaciones de usos. Estas impactan sobre el ambiente [1, 2], en especial con la utilización de productos químicos (plaguicidas y fertilizantes) como así también las excreciones de la actividad ganadera que modifican los parámetros físico-químicos del agua, alterando el normal funcionamiento de los ecosistemas y con ello los bienes y servicios que los humedales ofrecen [3]. En estos casos, al tratarse de una contaminación difusa, su monitoreo y regulación resulta dificultoso. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de las distintas modalidades productivas (sistemas forestales, ganaderos o foresto-ganaderos) sobre la calidad ecológica de los cursos de agua asociados a estos usos en el Bajo Delta Insular del río Paraná mediante indicadores físico-químicos y ecotoxicológicos.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el Núcleo Forestal de la Zona de Islas de los partidos bonaerenses de Campana y San Fernando (Buenos Aires) (figura 1), ubicado en la porción inferior del Bajo Delta Insular del río Paraná [4]. El clima es templado subhúmedo con lluvias todo el año. La presencia constante de cuerpos de agua, generan condiciones climáticas locales de alta humedad ambiental y amortiguación de las temperaturas máximas y mínimas diarias y estacionales [5]. Se encuentra incluido en la subunidad IVa denominada planicie deltaica dentro de “Pajonales y bosques de las islas deltaicas”, según Kandus (2006) [1].

El sitio elegido se caracteriza por la actividad forestal intensiva bajo diques, con la posterior incorporación de ganado vacuno en sistemas mixtos o solo ganaderos. Estos ambientes poseen una extensa red de canales, zanjas y sangrías así como artefactos para el manejo del agua, como bombas y compuertas que drenan los campos o permiten la entrada de agua cuando es necesario. Esto ha modificado profundamente el régimen hidrológico de los humedales originales, con el consiguiente impacto sobre su estructura y funcionamiento [6].

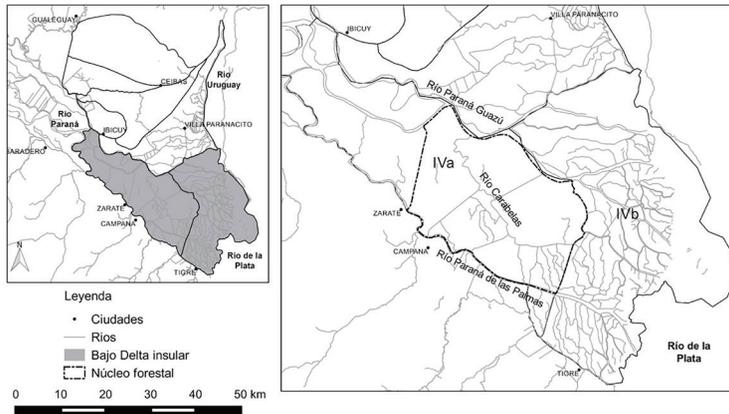


Figura 1. Bajo Delta del río Paraná (a la izquierda). En gris se destaca el Bajo Delta Insular. A la derecha en línea punteada se señala el Núcleo Forestal ubicado en la subunidad IVa (Yanina Sica).

2.2. Metodología

Se seleccionó un canal asociado a cada uno de los usos productivos y a una matriz principalmente natural y se establecieron 3 sitios de muestreo, uno cercano a la desembocadura, otro en la zona media y el último en la parte más interna del campo, separados por 500 m. En cada punto se evaluaron parámetros físico-químicos *in situ* (temperatura [T°], pH, conductividad eléctrica [CE], oxígeno disuelto [OD] y porcentaje de saturación de oxígeno [%SO]) y en laboratorio (fósforo [PT y PO₄⁻], nitrógeno [NT, NID y NH₄⁺], carbono orgánico disuelto [COD], clorofila-a fitoplanctónica [Clf a], sólidos en suspensión [SS], materia orgánica total [MO], demanda biológica y química de oxígeno [DBO₅ y DQO]) [7, 8]. Por otro lado, se generaron muestras compuestas por ambiente para realizar bioensayos de toxicidad estandarizados de laboratorio ANFITOX [9] con un anfibio modelo *Rhinella arenarum* en dos etapas de su desarrollo temprano, embriones (estadio de blástula temprana E4) y larvas (estadio de opérculo completo E25). El ensayo consistió en la exposición de grupos de 10 individuos por triplicado a muestras compuestas de agua de cada sitio, durante 504 h y con un control negativo de solución ANFITOX (SA, solución salina). Los datos se analizaron mediante modelos multivariados (PCA) y se calculó el índice de calidad de agua de Berón (1984) [10].

3. Resultados

3.1. Variables físico-químicas

El PCA permitió explicar el 62,8% de la variabilidad total. El componente 1 (eje 1) se correlaciona positivamente con las variables CE, NT, NH_4^+ , NID y PT principalmente, mientras que el componente 2 se correlaciona positivamente con el pH, %SO, OD, PO_4^- y COD, y negativamente con MO, Clf *a* y SS. Esto permite separar los sitios en cuatro grupos correspondientes a cada uso. P caracterizado por valores bajos de CE, NT, NH_4^+ , NID y PT, y en el extremo contrario F y FG con los valores más altos para estas variables. FG además presenta valores altos de MO, Clf *a* y SS. Finalmente, G posee los valores más altos de pH, PO_4^- , T° , OD y %SO (figura 2).

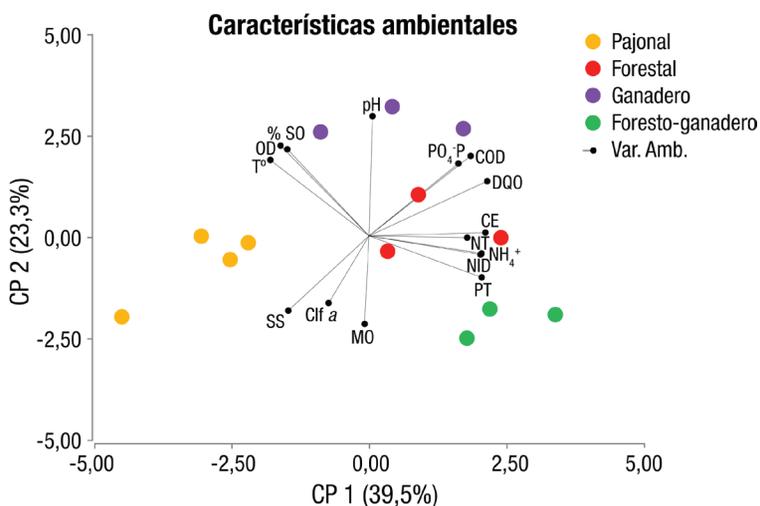


Figura 2. Ordenamiento de los sitios de muestreo en función de las variables físico-químicas evaluadas (Pamela Krug y Facundo Schivo).

El Índice de Calidad de Agua, calculado en base al pH, PT, DBO, %SO, nitratos y temperatura, reveló la mejor condición en P, FG presentó contaminación leve, F indicó contaminación intermedia, y G con una contaminación elevada, presentó la peor calidad del agua.

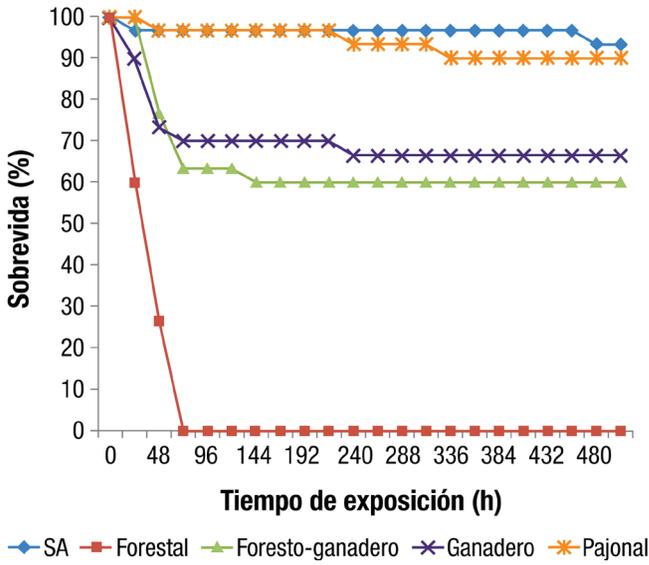
3.2. Bioensayos de toxicidad

Los resultados mostraron un aumento significativo de la toxicidad durante el período agudo (96 h) de exposición en los embriones (E4), y luego se mantuvo constante hasta la finalización del bioensayo. La mortalidad a las 504 h fue del 10% en P, 33% en G, 40% en FG y 100% en F. Por el contrario, las larvas (E25) expuestas a las muestras de los distintos ambientes no presentaron toxicidad significativa hasta las 504 h de exposición, ni se detectaron diferencias entre los distintos sitios, la sensibilidad se mantuvo constante durante todo el bioensayo (figura 3).

4. Conclusiones

Al considerar las variables físico-químicas de las aguas provenientes de las distintas modalidades productivas, se concluye que aquella perteneciente al ambiente natural (pajonal) es la que mejores condiciones para la biota posee, mientras que el campo ganadero pareciera ser el de peor calidad. Sin embargo, al considerar los bioensayos de toxicidad con embriones de *R. arenarum*, se observó una toxicidad estadio-dependiente, el agua de campo forestal resultó ser la más perjudicial para su supervivencia, no así en el estadio de larva para el cual todas las aguas resultaron inocuas. Estos resultados muestran la relevancia de considerar el uso de múltiples indicadores al momento de evaluar la calidad de un cuerpo de agua para tener un conocimiento integral del sistema que se estudia. Para futuros estudios sería conveniente considerar algunos factores que podrían estar afectando la supervivencia de los embriones de esta especie de anfibio, como la presencia de plaguicidas (en particular, hormiguicidas) o las concentraciones de taninos provenientes de la descomposición de las hojas, en particular en los usos forestal o foresto-ganadero.

Embriones



Larvas

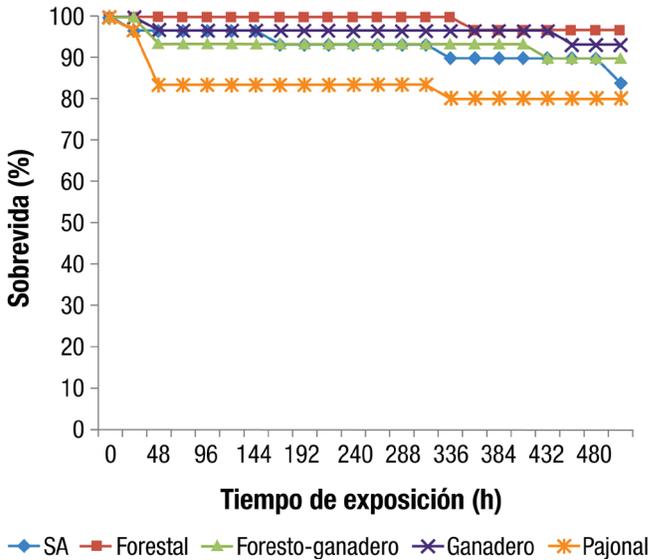


Figura 3. Curvas de sobrevivencia de *R. arenarum* por exposición a las muestras ambientales de los distintos sitios a partir de embriones en estadio de blástula temprana (E4) y larvas en estadio de opérculo completo (E25) (Gabriela Svartz y Pamela Krug).

Bibliografía

[1] **Kandus, P.; Quintana, R. D. y Bó, R. F.** (2006). *Patrones de paisajes y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná: mapa de ambientes*. Buenos Aires, Pablo Casamajor Ediciones.

[2] **Magnano, A. L. et al.** (2013). “Ganadería en humedales: Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná”, *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, v. 4, n. 2, pp. 137-148.

[3] **Costanza, R. et al.** (1997). “The value of the world’s ecosystem services and natural capital”, *Nature* 387, pp. 253-260.

[4] **Kandus, P.** (1997). *Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná (Argentina)*, tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

[5] **Burkart, R. et al.** (1999). *Eco-regiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible, Presidencia de la Nación Argentina.

[6] **Quintana, R. E. et al.** (2014). *Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná*. Buenos Aires, Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales/Wetlands International LAC.

[7] **Franco, D. P. M.; Manzano, J. Q. y Cuevas, A. L.** (2010). “Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia”, *ContactoS* 78, pp. 25-33.

[8] **Torres, P.; Cruz, C. H. y Patiño, P. J.** (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*, v. 8, n. 15, pp. 79-94.

[9] **Berón, L.** (1984). *Evaluación de la calidad de agua en los ríos de La Plata y Matanza-Riachuelo, mediante la utilización de índices de calidad de agua*. Buenos Aires, Secretaría de Vivienda

y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social. Buenos Aires Argentina. Ministerio de Salud y Acción Social, pp. 1-37.

[10] Herkovits, J. y Pérez-Coll, C. (2003). "AMPHITOX: A customized set of toxicity tests employing amphibian embryos", en Linder, G. L. *et al.* (eds.): *Symposium on Multiple Stressor Effects in Relation to Declining Amphibian Populations*. Bridgeport, NJ, ASTM International STP 1443, Jan., pp. 46-60.

Agriculturización y degradación de humedales: cambios e intensificación en el uso de la tierra y efectos sobre la biodiversidad taxonómica y funcional de la vegetación en el Bajo Delta del Paraná¹



Diego Sebastián Aquino²

Palabras clave: Humedales; NDVI; fenología; diversidad funcional; uso del suelo.

1. Introducción

Los humedales son fundamentales para el ser humano, dado que proveen numerosos bienes y servicios ecosistémicos. Estos van desde agua, alimentos, fibras vegetales y materiales de construcción a servicios de regulación de inundaciones y enfermedades, formación de suelos productivos e, incluso, servicios recreacionales, espirituales o religiosos. Actualmente, se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables frente al cambio climático debido a su estrecha dependencia con los regímenes térmico e hídrico [1] así como por los impactos antrópicos. Por esta razón, la degradación y pérdida de estos ecosistemas a nivel mundial ocurre más rápidamente [2].

El Delta del Paraná está sufriendo un acelerado proceso de transformación de sus ecosistemas, con

1 Agradezco la infraestructura provista por el Instituto de Investigación en Ingeniería Ambiental (3iA) de la UNSAM, en donde desarrollo mi trabajo diariamente; la colaboración de las autoridades de la Sociedad Rural de Ibicuy y de los productores que la conforman, por permitirme el ingreso a los sitios de muestreo; del INTA Castelar, por permitirme, a través de mi codirector de tesis, el uso de una camioneta para ir al campo; y del CONICET, por proveerme una beca doctoral para realizar mis estudios.

2 Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación-Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.
daquino@unsam.edu.ar.

consecuencias desconocidas para su biodiversidad, sostenibilidad y provisión de servicios ecosistémicos. En este contexto, es necesario mencionar el proceso de pampeanización, entendido como el traslado del paquete tecnológico usado en la región pampeana para la agricultura y la ganadería hacia otras zonas del país, bajo el supuesto de que todos los ecosistemas se comportan de la misma forma y que los resultados obtenidos serán idénticos [3].

Producto de la “agriculturización” de la región pampeana, sobre todo en la última década del siglo XX y la primera del XXI, aconteció una reconfiguración territorial de la ganadería en todo el país. En consecuencia, una importante parte del *stock* ganadero fue desplazado hacia zonas de humedales como la región del Delta del Paraná, donde existen extensas superficies de pastizales con una alta productividad natural que constituyen una importante fuente de forraje [4] y agua de buena calidad para los diferentes sistemas ganaderos de producción de carne que se desarrollan en la región [5].

Al mismo tiempo, la expansión de complejos urbanos y la modificación de regímenes hídricos avanzan a una tasa sin precedentes [6, 7].

Los cambios anteriormente enunciados hicieron que la ganadería bovina en el Delta pasara de un sistema estacional y de baja carga a uno permanente y de alta carga. Esto implicó cambios en la modalidad de producción y la construcción de diques y terraplenes o la obstrucción de cursos de agua realizados con el fin de facilitar la circulación y evitar el ingreso de agua al interior de los campos, con la consiguiente alteración del régimen hidrológico [7].

Tal es así, que en el área de estudio se han detectado cambios en las coberturas vegetales asociadas a la intensificación de la actividad ganadera. La quintuplicación de cabezas de ganado expulsadas de la región pampeana por la expansión sojera determina la transformación de áreas de humedales en pastizales [8]. Sin embargo, no se conoce cuándo ni cómo han sucedido, si son graduales o repentinos y si realmente se expresan en el componente funcional de las comunidades vegetales asociadas.

La vegetación se utiliza como indicadora de las condiciones ambientales para monitorear el estado de los cambios del funcionamiento ecosistémico. Los indicadores pueden ser especies dominantes, diversidad específica, tipos funcionales de plantas (TFP) o valores promedio de los rasgos funcionales [9]

o índices verdes de vegetación como el NDVI [10]. El componente funcional aporta información complementaria al análisis de especies o comunidades, y un enfoque posible es medir rasgos funcionales e identificar Tipos Funcionales de Plantas (TFP) que pueden responder a las condiciones ambientales o a los disturbios, así como afectar el funcionamiento ecosistémico [11]. Por otro lado, la combinación lineal de las bandas roja (R) e infrarroja (IR) en sensores remotos puede ser empleada para monitorear la biomasa fotosintéticamente activa de la vegetación [10] y construir series temporales de NDVI. Para el análisis de series temporales largas, que incluyen muchos ecosistemas, es común optar por modelos simples que sean capaces de: (1) explicar la variabilidad fenológica típica del ecosistema y (2) detectar perturbaciones importantes en estos patrones típicos [12].

La sostenibilidad en la provisión de bienes y servicios en el Delta dependerá de las condiciones estructurales y funcionales de su hábitat, como de la manera en que sus recursos van a ser manejados y la forma en que se van a gestionar las actividades humanas [13, 14]. En este contexto, resulta imprescindible establecer políticas y mecanismos para el manejo sostenible y la conservación a largo plazo de los humedales [14]. Si se pretende conservar la diversidad ecológica de la región, se debe contribuir a mantener, o al menos no afectar significativamente, los factores que la determinan [7]. Los resultados de este estudio permitirán comprender los efectos de las actividades humanas en la condición y funcionamiento de las comunidades vegetales del Bajo Delta, contribuyendo sustancialmente a la disciplina de ecología de humedales y generando recomendaciones de manejo que permitan conservar y manejar en forma sostenible uno de los humedales más importantes y amenazados de la Argentina.

2. Objetivos

Detectar áreas de cambio desde un punto de vista funcional, en términos de la dinámica de la vegetación y de los patrones de disturbios y estrés ambiental, a partir de datos de NDVI derivados de las observaciones del sistema Terra-MODIS y/o LANDSAT (L1T) y evaluar su tendencia temporal entre 1999 y 2016.

Estudiar la dinámica temporal del cambio en las características y funcionamiento de la vegetación en áreas con cambio o intensificación del uso del suelo y áreas sin cambio.

Clasificar el área de estudio en Unidades Funcionales de Ecosistema (UF).

Integrar aspectos del componente taxonómico, funcional y fenológico de la vegetación para evaluar la producción primaria neta de la región.

3. Actividades y metodología

3.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Bajo Delta del río Paraná, en la porción terminal de la Cuenca del río Paraná [13]. La región constituye una compleja planicie inundable con características biogeográficas y ecológicas únicas en la Argentina [7], cuya elevada heterogeneidad ambiental permite la yuxtaposición de diferentes comunidades de flora y fauna, resultando en una alta biodiversidad [13]. Está conformada por 5 Unidades de Paisaje, producto de su historia geomorfológica y su complejo régimen hidrológico, los que condicionan su perfil diferencial en términos de vegetación, fauna silvestre y de las actividades humanas que se desarrollan en él [13]. Al mismo tiempo, constituye el límite sur de distribución de varias especies tanto animales como vegetales [7]. Dentro de las actividades productivas más representativas se destacan la ganadería extensiva, la forestación de álamo y sauce, y el manejo mixto silvopastoril [13].

En el marco de este estudio, se propone trabajar con aquellas Unidades de Paisaje afectadas principalmente por la ganadería en el Bajo Delta del río Paraná (fig. 1): ZG-5, ZG-6 y ZG -7 [15], correspondientes a las Unidades de Paisaje F, C2, C3, y H de [16], o Unidades I, Ila, II y III descriptas por [13].

Como se ha mencionado en la introducción, la transición hacia un sistema cada vez más intervenido implica un cambio en las condiciones ecológicas de la región. Considerando que se está cambiando de un sistema más húmedo a uno más seco, la sustitución de tipos de cobertura (fig. 2) [8] implicaría una modificación en la fenología de las comunidades vegetales. En este contexto, la evaluación del componente funcional es necesaria para diagnosticar integralmente las propiedades de las

comunidades vegetales y del ecosistema. Cabe destacar que, hasta el momento, este tipo de trabajos no se han llevado a cabo en la zona. Al mismo tiempo, se desconoce cuándo y cómo se han dado estos cambios.

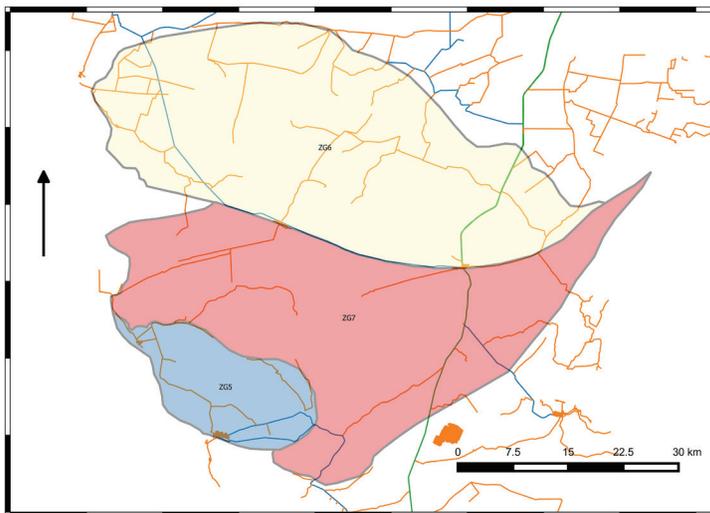
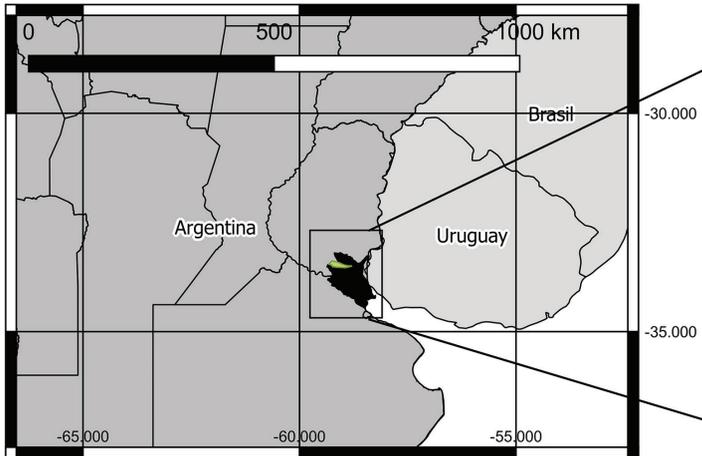


Figura 1. Arriba: Mapa del Bajo Delta del río Paraná (Negro) en la porción centro-este de Argentina. Fuente: IGN. Abajo: Unidades Ganaderas (Quintana *et al.*, 2014) y caminos (verde: autopistas; azul: rutas; naranja: camino rural). Fuente: [15].

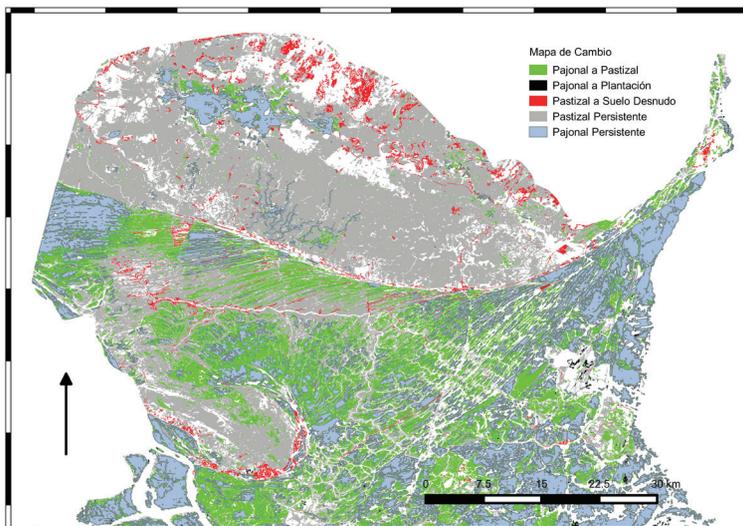


Figura 2. Mapa de cambio de coberturas 97-13. [8]. De ahora en más, “sitios de cambio” son pajonal a pastizal y pastizal a suelo desnudo. Mientras que “sitios no cambio” son pajonal persistente y pastizal persistente. Fuente: [8].

3.2. Tareas a desarrollar

1) Obtención de patrones funcionales a partir de NDVI. Determinación y caracterización de unidades funcionales (UF) de paisaje.

Se trabajará con base en un mapa elaborado a partir de imágenes de tipo Landsat de los años 1997-2013 [8], (fig. 2). Se seleccionarán “sitios de cambio” y “sitios no cambio” para después comparar las tendencias fenológicas a lo largo del tiempo, en el período 1997-2016.

A partir del NDVI, sensible al contenido de clorofila presente en las coberturas vegetales [17,18], se definirán ambientes en términos del patrón temporal de NDVI.

Con esta aproximación se busca caracterizar zonas homogéneas desde el punto de vista funcional. Cada una de las zonas que se obtienen presenta una firma temporal cuyo análisis permite evaluar su sensibilidad frente a la variabilidad ambiental. Esto se basa en la capacidad de la señal para capturar tanto alteraciones en los patrones de precipitación o temperatura como de presencia de eventos tales como inundaciones, incendios o cambios en la cobertura del suelo. La determinación y caracterización

de unidades funcionales de ecosistema se basa en la premisa de que el patrón de crecimiento de la vegetación está íntimamente relacionado con las condiciones climáticas generales. A su vez, modeladas a escala local por las condiciones litológicas, edáficas y geomorfológicas que afectan el balance hídrico [19].

Se seleccionarán estaciones meteorológicas de la provincia de Buenos Aires, Entre Ríos y sus alrededores que presenten registro en el intervalo 1999-2016, y se encuentren distribuidas de forma tal de abarcar toda el área de estudio [19]. También se trabajará con los datos del Instituto Nacional del Agua (INA) correspondientes a los parámetros hidrológicos de la Cuenca del Plata. En lo posible, se obtendrán datos cada 15 días coincidiendo con los intervalos de tiempo de los productos MODIS/LANDSAT utilizados.

En el caso de utilizar Imágenes MODIS, se analizarán los valores del índice verde NDVI del producto MOD13Q114 (cuadrante h12v13) con una resolución espacial de 250 m para la serie de tiempo comprendida entre enero del año 1999 y enero del año 2016/7 [20].

En el caso de utilizar Imágenes LANDSAT de resolución espacial de 30 m, la data dentro de la colección *Tier 1* será la de mayor calidad disponible y nivel de procesamiento (L1T), y en consecuencia, apropiada para análisis y procesamiento de series temporales. La información estará caracterizada y corregida radiométricamente, y será intercalibrada entre los diferentes sensores LANDSAT. La geolocalización de cada escena LANDSAT será consistente y dentro de los límites de tolerancia prescriptos (<http://landsat.usgs.gov//landsatcollections.php>). El índice NDVI será calculado para cada escena con el software correspondiente, también para la serie temporal comprendida entre enero de 1999 y enero de 2017. Dado que existen varios elementos del paisaje del Bajo Delta del Paraná que tienen una escala menor a los 250 m de MODIS, los esfuerzos están orientados a la obtención de imágenes LANDSAT. En este caso, se pierde resolución temporal a cambio de resolución espacial. Como se trabaja en una ventana de tiempo amplia (casi 20 años), se permiten algunas ausencias en la serie temporal.

Posteriormente, se generarán imágenes multitemporales de NDVI mediante el ensamble de todas las imágenes MOD13Q1/LANDSAT disponibles para el cuadrante e intervalo de tiempo de estudio. Se clasificará el ensamble de imágenes por medio de un algoritmo no supervisado (ISODATA) implementado en el

programa ENVI para identificar las UF con diferentes patrones de comportamiento temporal para el índice [21, 22]. Los criterios de clasificación serán fijados según [23] y [24].

Para cada Unidad Funcional (UF) se extraerá su perfil temporal como el valor del NDVI medio para cada fecha durante el período estudiado mediante el algoritmo *BFAST* en R, para detectar posibles cambios en tendencia y fenología de los sitios [25]. Se analizará la tendencia temporal monótona de cada perfil mediante el test de Mann-Kendall [26, 27]. Esta prueba estima si las observaciones posteriores en el tiempo tienden a ser mayores o menores, con lo cual se observa una tendencia a creciente o decreciente respectivamente.

2) Productividad Primaria Neta.

En los sitios de muestreo seleccionados se buscará evaluar y comparar de manera integrada la Productividad Primaria Neta a fin de confrontar áreas con diferentes modalidades productivas.

Por un lado, la estrecha relación entre el NDVI y la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida posibilita el uso de este índice como potencial indicador de la productividad fotosintética a escala global y de paisaje [28]. Constituye, además, un buen indicador del estado de un ecosistema, dado que una tendencia decreciente en el tiempo se halla relacionada con procesos de degradación del ambiente [29]. En este caso, la relación entre la PPN aérea (PPNA) y el NDVI se realizará a través de un modelo empírico [30, 31, 32] basado en la eficiencia en el uso de la radiación. Este modelo ha sido ampliamente utilizado y puesto a prueba en distintos tipos de ambientes naturales y antropizados [33, 29, 34, 35, 36], incluso para la evaluación de impacto por cambios en el uso del suelo [37].

Bibliografía

- [1] **Brinson, M.** (2006). "Consequences for wetlands of a changing global environment", en Batzer, D. P. y Sharitz, R. R. (eds.): *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. Berkley, University of California Press, pp. 436-461.
- [2] **Millennium Ecosystem Assessment** (2005). *Ecosystems and Human Well-being*. Washington DC, Island Press and World Resources Institute.
- [3] **Pengue, W.** (2004). "Producción, agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina", *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 1, pp. 46-55.
- [4] **Magnano, A. et al.** (2013). "Ganadería en humedales. Respuestas de la vegetación a la exclusión del pastoreo en tres tipos de ambientes en un paisaje del Delta del Paraná", *RASA-DEP* 5, pp. 137-148.
- [5] **Rossi, A. C. et al.** (2014). *Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina)*. Lomas de Zamora, Editorial UNLZ, Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad de Lomas de Zamora.
- [6] **Bó, R. F. et al.** (2010). *Efectos de los Cambios en el régimen hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. En. Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico*. Buenos Aires, Fundación Humedales/Wetlands International, pp. 33-64.
- [7] **Quintana, R. D. y Bó, R. F.** (2011). *Caracterización general de la región del Delta del Paraná. En. Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico*. Buenos Aires, Fundación Humedales/Wetlands International, pp. 5-14.
- [8] **Sica, Y. V. et al.** (2016). "Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina", *Science of the Total Environment* 568, pp. 967-978.

- [9] Garnier, E. y Navas, M. L. (2012). "A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review", *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), pp. 365-399.
- [10] Tucker, C. J. (1978). *Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation*. NASA Technical Memorandum 79620.
- [11] Hamilton, A. J. (2005). "Species diversity or biodiversity?", *Journal of Environmental Management*, 75(1), pp. 89-92.
- [12] Salvia, M. M. (2010). *Aporte de la teledetección al estudio del funcionamiento del macrosistema Delta del Paraná: análisis de series de tiempo y eventos extremos*, tesis de doctorado, Universidad de Buenos Aires.
- [13] Kandus, P.; Quintana, R. D. y Bó, R. F. (2006). *Patrones de paisaje y biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes*. Buenos Aires, Pablo Casamajor Ediciones.
- [14] Quintana, R. D. (2011). "El patrimonio natural y cultural desde la perspectiva de la conservación de los humedales", en: *El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná*. Buenos Aires, Aprendelta, pp. 19-28.
- [15] Quintana, R. D. et al. (2014). *Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná*. Buenos Aires, Fundación Humedales/Wetlands International LAC.
- [16] Malvarez, A. I. (1997). *Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones del paisaje*, tesis doctoral, FCEyN, Universidad de Buenos Aires.
- [17] Grist, J.; Nicholson, S. E. y Mpolokang, A. (1997). "On the use of NDVI for estimating rainfall fields in the Kalahari of Botswana", *Journal of Arid Environments* 35, pp. 195-214.
- [18] Tarpley, J.; Schneider, S. y Money, R. (1984). "Global vegetation indices from NOAA-7 meteorological satellite", *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 23, pp. 491-494.

[19] Schivo, F. M. (2015). *Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes*, tesis de doctorado, Universidad de Buenos Aires.

[20] Huete, A. R.; Justice, C. y Van Leeuwen, W. (1999). MODIS Vegetation Index (MOD13) Algorithm Theoretical Basis Document. Version 3.0. NASA Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland 20771. Disponible en: http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/land_atbd.php.

[21] Tou, J. T. y González, R. C. (1974). *Pattern Recognition Principles*. Massachusetts, Addison-Wesley Publishing Company, Reading.

[22] Richards, J. A. (1999). *Remote Sensing Digital Image Analysis*. Berlin, Springer-Verlag.

[23] Jensen, J. R. (1986). *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*. New Jersey, Prentice-Hall.

[24] Richards, J. A. (1986). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction*. Berlin, Springer-Verlag.

[25] Verbesselt, J. *et al.* (2010). "Phenological Change Detection while Accounting for Abrupt and Gradual Trends in Satellite Image Time Series", *Remote Sensing of Environment*, 114(12), pp. 2970-2980.

[26] Mann, H. B. (1945). "Nonparametric tests against trend", *Econometrica* 13, pp. 245-259.

[27] Hipel, K. W. y Mcleod, A. I. (2005). *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. Disponible en <http://www.stats.uwo.ca/faculty/aim/1994Book/>.

[28] Pettorelli, N. *et al.* (2005). "Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change", *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 20(9), pp. 503-510.

[29] Paruelo, J. M. y Oesterheld, M. (2000). "Estimation of primary production of subhumid rangelands from remote sensing data", *Applied Vegetation Science*, 3(2), pp. 189-195.

[30] **Monteith, J. L.** (1972). "Solar radiation and productivity in tropical ecosystems", *Journal of Applied Ecology* 9, pp. 747-766.

[31] **Monteith, J. L.** (1977). "Climate and efficiency of crop production in Britain", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, B 281, pp. 277-294

[32] **Kumar, M. y Monteith, J. L.** (1981). "Remote sensing of crop growth" en Smith, H. (ed.): *Plants and the daylight spectrum*. London, Academic Press, pp. 133-144.

[33] **Paruelo, J. M. et al.** (1997). "ANPP Estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the United States", *Ecology*, 78(3), pp. 953-958.

[34] **Jobbágy, E. G.; Sala, O. E. y Paruelo, J. M.** (2002). "Patterns and control of primary production in the Patagonian Steppe: a remote sensing approach", *Ecology* 83, pp. 307-319.

[35] **Baeza, S. et al.** (2010). "Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: a remote sensing approach", *Applied Vegetation Science*, 13(1), pp. 72-85.

[36] **Irisarri, J. G. N. et al.** (2012). "Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach", *Journal of Vegetation Science*, 23(1), pp. 114-126.

[37] **Guerschman, J. P. et al.** (2003). "Land use impacts on the Normalized difference vegetation index in temperate Argentina", *Ecological Applications* 13, pp. 616-628.

Patrones de distribución de las comunidades de humedales patagónicos a una escala de paisaje

Luz M. Manzo¹

Luis B. Epele²

Marta G. Grech³

Patricia Kandus⁴

María L. Miserendino⁵



Palabras clave: Comunidad biótica; imágenes satelitales; humedales patagónicos; Santa Cruz.

1. Introducción

Los humedales son ecosistemas que se encuentran permanente o temporariamente anegados. La presencia frecuente de agua cerca de la superficie del suelo es la que impulsa el funcionamiento de estos sistemas naturales, favoreciendo la formación de suelos hidromórficos [1] sobre los que crece vegetación adaptada a condiciones de suelo saturado [2], y a la cual se asocia una fauna particular. Las características ambientales de un humedal están fundamentalmente determinadas por procesos hidrológicos que pueden exhibir fluctuaciones diarias y estacionales relacionadas al clima regional y a su ubicación geográfica. Estos factores producen globalmente una gran variedad de tipos de humedales. Debido a esto no existe una definición única, y entre las más aceptadas está la utilizada por la Convención Ramsar que define los humedales como extensiones de marismas, pantanos, turberas

1 Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) CONICET-UNPSJB, Chubut, Argentina. lmanzo@comahue-conicet.gob.ar.

2 Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) CONICET-UNPSJB, Chubut, Argentina. luisbepele@comahue-conicet.gob.ar.

3 Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) CONICET-UNPSJB, Chubut, Argentina. grechmarta@gmail.com.

4 Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina. patriciakandus@gmail.com.

5 Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP) CONICET-UNPSJB, Chubut, Argentina. lauram@unpata.edu.ar.

o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporarias, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda los seis metros [3].

Se estima que estas áreas ocupan alrededor de 7×10^6 a 10×10^6 km², representando cerca del 5-8% de la superficie terrestre [2]. Sin embargo, en Argentina representan entre el 21-23% de su superficie [4]. Los humedales son reconocidos a nivel mundial por brindar soluciones sustentables al manejo del agua y al cambio climático, pudiendo remover contaminantes (sedimentos y nutrientes) y secuestrar cantidades de carbono semejantes a las de los océanos [5]. A su vez, son reservorios vitales de biodiversidad, constituyendo el hábitat de numerosas especies de flora y fauna.

En Patagonia, entre los humedales presentes, se destacan los denominados *mallines*, palabra mapuche que significa área inundada o bajo donde se acumula el agua. Mazzoni y Vázquez [6] los definen como humedales que frecuente o continuamente se encuentran inundados, y se caracterizan por poseer vegetación herbácea emergente adaptada a condiciones de suelo saturado. Aproximadamente el 5% de la Patagonia argentina está ocupada por mallines [7], cuya distribución responde a factores topográficos, geomorfológicos e hidrológicos [6]. Los mismos son esencialmente importantes para la región, en tanto ofrecen pasturas y agua para el desarrollo de actividades agropecuarias, principalmente ganadería, en zonas áridas. Además, contribuyen a la biodiversidad, constituyendo una fuente importante de recursos para especies nativas, tanto terrestres como acuáticas [8, 9] y actúan como corredores biológicos, incrementando la conectividad entre los hábitats de agua dulce.

A pesar de su importancia, los humedales constituyen uno de los ecosistemas naturales más amenazados. Investigaciones recientes muestran que desde 1900 se ha perdido el 64% de los humedales del planeta [10]. La modificación del paisaje y el uso del suelo debido a la urbanización, la agricultura, la ganadería, la minería, la deforestación y el remplazo de especies nativas por exóticas con valor comercial, han sido las principales causas de la pérdida y degradación de los humedales y, particularmente, de los mallines [11, 12, 13, 14]. Debido al impacto que han sufrido históricamente y al hecho de que estos ambientes complejos demuestran

tener una escasa resiliencia frente a fluctuaciones climáticas, disturbios naturales y antrópicos, actualmente existe un interés particular en la conservación de los mallines. Aunque se considera que los humedales del hemisferio sur aún mantienen gran parte de su biodiversidad original [12], diversos estudios señalan el uso de la tierra y la introducción de especies exóticas como los factores de mayor impacto sobre los humedales patagónicos [15, 16, 17]. Sumado a esto, las predicciones del cambio climático sugieren que en el sur de Argentina se podría experimentar un aumento en la temperatura media [18] y una reducción en las precipitaciones que afectarían mayormente la región de los Andes patagónicos. Siendo que las precipitaciones y la temperatura influyen en la productividad de los mallines [19, 20], se esperaría una reducción drástica de estos ambientes con la consecuente disminución en su diversidad. Asimismo, los mallines de Patagonia se encuentran subrepresentados dentro de las áreas protegidas en la región [21]. A pesar de su estado amenazado o de vulnerabilidad, su abundancia e importancia biológica, existe una falta de conocimiento en la estructura, diversidad y funcionamiento de estos sistemas [22, 23], a la fecha poco se sabe acerca de las consecuencias que tienen las intervenciones humanas y las prácticas y usos del suelo sobre la diversidad y el funcionamiento de los elencos de especies que habitan el humedal.

En este marco nos propusimos analizar los patrones de distribución de especies acuáticas en charcas de humedales patagónicos en relación con el encuadre hidrogeomorfológico, aspectos climáticos y el uso actual de la tierra y evaluar los cambios ambientales y las respuestas de las comunidades acuáticas (por ejemplo, invertebrados, macrófitas) en términos de diversidad, estructura y función frente a los cambios ambientales a diferentes escalas.

2. Materiales y métodos

Se cuenta con una base de datos correspondiente a una campaña efectivizada por el grupo de investigación durante el período estival 2013-2014 en 60 charcas de humedales ubicados en las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Dicha base incluye datos de variables

físico-químicas, de relevamientos de macrófitas y de invertebrados acuáticos.

Para caracterizar la calidad del agua de los sitios, se midieron en las charcas de los mallines (zona central) diversos parámetros físico-químicos. En cada una se registró la profundidad media y el largo. De la columna de agua de cada sitio, se registró la temperatura (°C), el pH, la conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), la salinidad (‰), el total de sólidos disueltos ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), la concentración ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y el porcentaje de oxígeno disuelto (%). Se determinó la concentración de los nutrientes principales: amonio (NH_4^+), nitratos+nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), fósforo reactivo soluble (PRS), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). Además, se cuantificó el total de sólidos en suspensión ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$), se calculó la alcalinidad, la relación $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ [24] y la concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). *In situ* se estimó el porcentaje de cobertura vegetal de cada charca de acuerdo con las categorías propuestas por [25], y se registró la temperatura ambiental.

Las muestras de plantas acuáticas se obtuvieron estableciendo 3 transectas por sitio dispuestas al azar, cada una con 10 unidades muestrales. Por otra parte, los invertebrados acuáticos se colectaron utilizando una red de mano (marco D) de 500 μ de tamaño de poro, tomándose tres muestras por sitio, cada una formada por el movimiento de la red en una transecta perpendicular desde la orilla al centro del espejo de agua. Además, para la caracterización del contexto ambiental de los sitios se contó con información extraída de imágenes satelitales.

La variabilidad de las charcas en función de las variables ambientales registradas, se examinó mediante Análisis de Componentes Principales (ACP), previa transformación y estandarización [26].

A los fines de analizar la estructura de las comunidades bióticas en las distintas charcas, se utilizaron datos de composición taxonómica, densidad ($\text{ind}\cdot\text{m}^{-3}$), diversidad alfa (índice de Shannon) y riqueza taxonómica total [27]. Además, en cada sitio se registró el porcentaje de cobertura por especie, forma de crecimiento y origen de las plantas acuáticas y la riqueza y abundancia de grupos funcionales de los invertebrados acuáticos [28].

Se realizó un Análisis de Redundancia (RDA) para evaluar la variabilidad de los taxa en los sitios en función de las variables ambientales. En este análisis se relacionaron dos matrices, la de variables dependientes o taxa por sitios, y la de variables independientes o variables ambientales.

Por otra parte, para la identificación y cartografía de los humedales correspondientes a los sitios de muestreo se utilizaron imágenes del sistema Landsat 8 y SPOT 5. La delimitación de las áreas de humedal se realizará a partir de la digitalización en pantalla y métodos digitales semiautomatizados, utilizando sistemas de información geográfica (QGIS, ARCGIS). Además, se relevó la condición del contexto terrestre estimando distintas métricas del paisaje y la condición del contexto ambiental utilizando bases de datos disponibles (Worldclim), registros de estaciones meteorológicas y series de tiempo de índices verdes (EVI). Finalmente la tipología de los humedales correspondientes a todo el área de estudio se desarrollará teniendo en cuenta clasificaciones preexistentes [6, 29] y de acuerdo con criterios hidrogeomorfológicos, climáticos y de usos del suelo.

3. Resultados y discusión

Si bien nos encontramos en los inicios del desarrollo de este proyecto, contamos con resultados preliminares que se limitan a la caracterización ambiental (tabla 1) y al análisis de la comunidad de invertebrados acuáticos de los mallines de la provincia de Santa Cruz. Para dicha provincia, el Análisis de Componentes Principales reveló que la variabilidad del conjunto de datos fue explicada principalmente por la concentración de nutrientes y clorofila *a* y la cobertura vegetal, seguida por el pH, la conductividad, las precipitaciones y la superficie del humedal. A su vez, los sitios mostraron valores altos de riqueza y diversidad de invertebrados acuáticos en relación con trabajos previos efectuados en zonas templadas comparables [11, 12, 13], aunque estos valores fueron menores a los alcanzados en muestreos más extensos llevados a cabo en el NO de la provincia del Chubut [9]. Por otra parte, el Análisis de Redundancia indicó que los ensamblajes taxonómicos se vieron influenciados significativamente por la concentración de NH_4^+ , la precipitación y la superficie del humedal, las cuales definieron un gradiente norte-sur que fue el principal determinante de la distribución de los ensamblajes de invertebrados. La conductividad y el pH, por su parte, permitieron diferenciar los sitios entre los biomas de bosque y estepa.

Variables	Bosque			Estepa		
	Media±EE	Mínimos	Máximos	Media±EE	Mínimos	Máximos
Conduc ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	113,1±27,9	4,8	68	514,6±149,1	6,3	940
TDS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	58,8±13,7	7,3	12	274,9±83,8	6,6	2940
Sal (‰)	0,04±0,01	0	0,2	0,3±0,1	0	3
OD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	11±0,8	3,6	19,3	11,9±0,6	2,5	21,5
OD (%)	113±6,6	38,8	172	131,2±7,6	6	232
pH	5,8±0,38	3,1	8,9	7,3±0,2	5	9,9
NT ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	328,1±30,5	103,2	645,2	338±29,8	1,2	773,2
NO_3+NO_2 ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	25,3±5,3	0	83,5	234,4±118,1	0,3	3331,1
NH_4^+ ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	45,1±14	3	274,5	57,4±18	0,9	677,6
PT ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	142±21,4	40,1	452,5	169,8±23,9	6,1	570,6
PRS ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	34±8,7	0	157,3	75,3±16,7	0	418,3
Alca ($\text{mEq}\cdot\text{l}^{-1}$)	861,1±263,8	77	4800	3210,6±368,4	473,1	8240
CO_3H ($\mu\text{Mol}\cdot\text{l}^{-1}$)	848,8±263	77	4796	3080±347,5	473	8164
CO_2 ($\mu\text{Mol}\cdot\text{l}^{-1}$)	3074,7±744,5	0	8810	1639,9±358,6	0	8675
TSS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	42,8±34,2	0	718	48±29,7	0	1086
Clorofila a ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	3,8±0,7	0	9,9	11,8±3,7	0	89,71

Ref.: Conduc: Conductividad; TDS: Total de Sólidos Disueltos; Sal: Salinidad; OD: Oxígeno Disuelto; NT: Nitrógeno Total; PT: Fósforo Total; PRS: Fósforo Reactivo Soluble; Alca: Alcalinidad; TSS: Total de Sólidos en Suspensión.

Tabla 1. Medidas descriptivas resumen. Rangos de variación, valores promedio y errores estándar (EE) de las principales variables registradas en función de los biomas de bosque y estepa.

4. Conclusiones

La información obtenida hasta el momento permitiría evidenciar que el gradiente norte-sur define los valores de riqueza y diversidad de los invertebrados acuáticos, ya que estos parámetros disminuyeron hacia mayores latitudes. No obstante, las relaciones de predominio de los grupos funcionales alimentarios no responderían a dicho gradiente, ya que se mantuvieron estables

a través del mismo. Sin embargo, resulta necesario seguir analizando los datos relevados en este estudio, ya que esto permitirá interpretar el funcionamiento y la estructura de los mallines a nivel regional, evaluar los efectos de los distintos tipos de uso del suelo y la relación con los porcentajes de cobertura del mismo así como desarrollar modelos predictivos que hagan posible mapear a gran escala la amplia distribución de las entidades biológicas (invertebrados y plantas acuáticas). En función de lo mencionado, se avanzaría en establecer relaciones entre las características abióticas y la distribución y abundancia de las comunidades bióticas, y en consecuencia, contribuir en la toma de decisiones para la gestión y desarrollo de estrategias de conservación de estos ambientes. Finalmente, estos estudios también aportarán al inventario nacional de humedales.

Bibliografía

- [1] Williams M. (1991). *Wetlands: A threatened Landscape*. London, Institute of British Geographers.
- [2] Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands*. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- [3] Ramsar Convention Secretariat (2013). *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands. Ramsar, Irán, 1971*.
- [4] Kandus, P.; Minotti, P. y Malvárez, A. I. (2008). "Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts", *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 30(4), pp. 403-409.
- [5] Cereghino, R. et al. (2014). "The ecological role of ponds in a changing world", *Hydrobiologia* 723, pp. 1-6.
- [6] Mazzoni, E. y Vázquez, M. (2004). *Ecosistemas de mallines y paisajes de la Patagonia austral (Provincia de Santa Cruz)*. Buenos Aires, INTA.
- [7] Iriondo, M. (1989). "Quaternary lakes of Argentina", *Palaeogeogr Palaeocl* 70, pp. 81-88.
- [8] Gaitán, J. J.; López, C. R. y Bran, D. (2011). "Vegetation composition and its relationship with the environment in mallines of north Patagonia, Argentina", *Wetlands Ecology and Management* 19, pp. 121-130.
- [9] Epele, L. B. (2014). *Comunidades de invertebrados acuáticos de mallines de Patagonia, bajo distintos niveles de antropización*, tesis doctoral. Facultad de Cs. Naturales y Museo, UNLP.
- [10] Davidson, N. (2014). "How much wetland has the world lost? Long term and recent trends in global wetland area", *Mar Freshwater Res* 65, pp 934-941.
- [11] Ehrenfeld, J. G. (2000). "Evaluating wetlands within an urban context", *Ecological Engineering*, 15(3), pp. 253-265.

[12] Brinson, M. M. y Malvárez, I. (2002). "Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats", *Environmental Conservation* 29, pp. 115-133.

[13] Chimner, R. A. et al. (2011). "Ecohydrological conditions of wetlands along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina", *Ecología austral* 21, pp. 329-337.

[14] Epele, L. B. y Miserendino, M. L. (2015). "Temporal dynamics of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands", *Journal of Natural History* 50, pp. 711-730.

[15] Mensching, H. G. (1996). *Procesos geomorfológicos en la Patagonia como indicadores de la desertificación*. Buenos Aires, Proyecto Argentino Alemán INTA/GTZ (Argentina).

[17] Dudgeon, D. (2006). "Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges", *Biological reviews* 81, pp. 163-182.

[18] Nuñez, M. N.; Solman, S. A. y Cabré, M. F. (2009). "Regional climate change experiments over southern South America. II: Climate change scenarios in the late twenty-first century", *Climate Dynamics* 32, pp. 1081-1095.

[19] Buono, G. et al. (2010). "Spatial and temporal variation of primary production of Patagonian wet meadows", *Journal of Arid Environments* 74, pp. 1257-1261.

[20] Irisarri, J. G. N. et al. (2012). "Patterns and controls of above ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach", *Journal of Vegetation Science* 23, pp. 114-126.

[21] Crego, R. D.; Nielsen, C. K. y Didier, K. A. (2013). "Climate change and conservation implications for wet meadows in dry Patagonia", *Environmental Conservation* 41, pp. 122-131.

[22] Wood, P. J.; Greenwood, M. T. y Agnew, M. D. (2003). "Pond biodiversity and biotope loss in the UK", *Area* 35, pp. 206-216.

[23] Williams, P. *et al.* (2004). "Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England", *Biological Conservation* 115, pp. 329-341.

[24] American Public Health Association (APHA) (1994). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Maryland, American Water Works Association.

[25] Alsfeld, A. J.; Bowman, J. L. y Jacobs, A. D. (2009). "Effects of woody debris, microtopography, and organic matter amendments on the biotic community of constructed depositional wetlands", *Biological Conservation* 142, pp. 247-255.

[26] Mangeaud, A. (2004). "La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la entomología", *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63, pp. 1-10.

[27] Begon, M.; Townsed, C. R. y Harper, J. L. (2006). *Ecology, from ecosystems to individuals*. Oxford, Blackwell Publishing.

[28] Merritt, R. W. y Cummins, K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall-Hunt.

[29] Mazzoni, E. y Rabassa, J. (2013). "Types and internal hydro-geomorphologic variability of mallines (wet-meadows) of Patagonia: Emphasis on volcanic plateaus", *Journal of South American Earth Sciences* 46, pp. 170-182.

Inventario de humedales en tierras secas y valoración de sus servicios ecosistémicos: el caso de los humedales de la cuenca del río Blanco

María Clara Rubio¹
Elena Abraham²
Rubén D. Quintana³



Palabras clave: Servicios ecosistémicos de humedales; participación social; mapeo de SE; ordenamiento territorial; geotecnologías.

1. Introducción

El presente estudio forma parte de la tesis doctoral denominada “Servicios ecosistémicos de humedales en tierras secas. Su abordaje para el Ordenamiento Territorial”. Como señalan Malvárez y Kandus [1], los humedales son ecosistemas fuertemente amenazados por la alta susceptibilidad que presentan relacionada con su estrecha dependencia a las condiciones hidrológicas. En la cuenca del río Mendoza, siguiendo un gradiente altitudinal que refleja su gran variabilidad ambiental, el sistema de humedales altoandinos de la cuenca del río Blanco, ubicado en el sector superior de la misma, constituye un ejemplo concreto de la elevada susceptibilidad de los humedales ante factores externos e internos. Este experimenta un severo deterioro en su estado de conservación, producto del avance no planificado y explosivo del uso del suelo

1 Laboratorio de Desertificación y Ordenamiento Territorial, Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET Mendoza, Argentina. clrubio@mendoza-conicet.gob.ar.

2 Laboratorio de Desertificación y Ordenamiento Territorial, Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET Mendoza, Argentina.

3 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina. mossiland2@gmail.com.

residencial, relacionado con la especulación inmobiliaria originada a partir de la construcción del Dique Potrerillos en la década del 2000. El objetivo principal del presente trabajo es conocer las principales características del humedal, identificar las presiones que lo afectan y sistematizar la percepción de los usuarios de la cuenca acerca de la valoración de los servicios ecosistémicos (SE) que este brinda, a fin de generar información que permita la toma de decisiones de índole territorial necesarias para la gestión y conservación de este ecosistema.

Es importante destacar que debido a la localización de los humedales en estudio en las partes altas de la cuenca, la pérdida de los múltiples SE que ofrece, en lo que a provisión de agua se refiere, no solo repercute a escala local por la afectación del abastecimiento de las comunidades humanas residentes en la cuenca, sino también a nivel provincial, ya que constituye un recurso fundamental para el desarrollo de la vida en el Oasis Norte de la provincia de Mendoza. Este oasis se sostiene utilizando el recurso hídrico de la cuenca para riego de tierras agrícolas, la generación hidroeléctrica y el consumo humano, entre otros.

2. Materiales y métodos

El diseño metodológico propuesto incluye tres fases: (a) adaptación de la metodología Ramsar para el inventario de humedales y posterior aplicación; (b) identificación y análisis en campo y en gabinete de los principales impactos que ocasionan la degradación del humedal; (c) identificación, jerarquización y valoración de zonas proveedoras de los servicios ecosistémicos que brinda el humedal. En las fases (a) y (b) el uso de geotecnologías y teledetección fue central para la generación y sistematización de la información. Se utilizaron diversas fuentes georreferenciadas tales como la Hoja Geológica 3369-15, Potrerillos, escala 1:100000 [2], el Esquema Geomorfológico de la zona de influencia del embalse Potrerillos [3] a escala 1:25000 y la Carta de Vegetación de la Provincia de Mendoza [4]. Complementariamente se trabajó con datos provenientes de servidores globales, entre los que se destacan el Modelo Digital de Elevación (MDE) suministrado por el satélite ALOS (2016) y las imágenes satelitales provenientes del satélite Landsat 8 OLI (2015-2016). Para su procesamiento digital se empleó el software computacional QGIS 2.12.

El inventario y clasificación del sistema de humedales de la cuenca del río Blanco de Potrerillos [5] fue elaborado de acuerdo con la metodología propuesta por Ramsar para tal fin, combinando dos escalas de análisis: Nivel 2 para la identificación de los Sistemas y Subsistemas de Humedales, y Nivel 3, cuya unidad de análisis es la Unidad de Humedal, para identificar las presiones que los afectan [6]. Las variables mapeadas, pertenecientes al subsistema físico-biológico de la cuenca son: identificación y localización de vegas, red de drenaje, parámetros morfométricos y dimensiones de la cuenca, calidad de agua, vegetación, geomorfología, geología y pendientes.

La fase (c) consistió en identificar y jerarquizar los SE más importantes de la cuenca, para lo cual se realizaron entrevistas a informantes clave. Además, se les pidió que seleccionar solo los seis SE más importantes de acuerdo con su percepción para facilitar el mapeo de las zonas proveedoras. Posteriormente, a través de encuestas a la población residente y no residente en la cuenca, se identificó la localización geográfica de las zonas suministradoras de cada SE previamente seleccionado [7].

3. Resultados

3.1. Inventario del sistema de humedales del río Blanco

Como resultado del inventario elaborado, se obtuvo una serie de cartas temáticas digitales (figura 1), en donde los recursos hídricos existentes en el área y los sistemas de vegas a ellos asociados presentan un rol central. La identificación de los ecosistemas de vegas arrojó una superficie de 152 hectáreas. Las relaciones existentes entre los humedales mapeados y las diferentes variables que integran el subsistema físico-biológico de la cuenca, se sintetizan en la tabla 1. Se excluyeron del análisis aquellas vegas cuya superficie es menor a 1 ha.

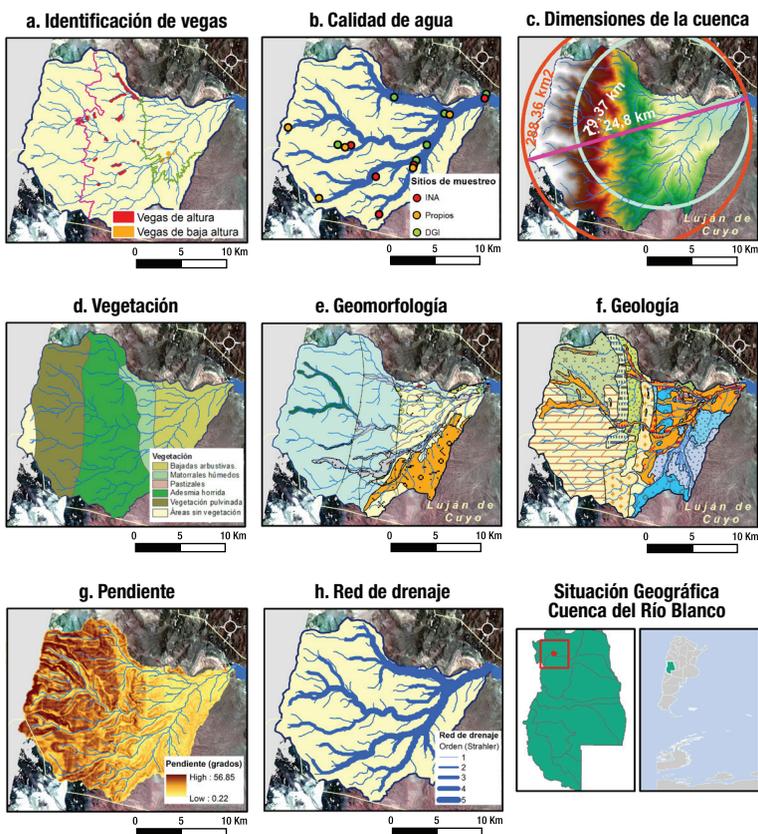


Figura 1. Variables del subsistema físico-biológico espacializadas en el inventario del sistema de humedales de la cuenca del río Blanco de Potrerillos. Fuente: Adaptado de Rubio, M. C. [5]

Unidad de humedal	Localización geográfica	Altitud (msnm)	Superficie (has)	Unidad geomorfológica	Vegetación (*)	Pendiente (°)
Vega 1	Quebrada del Manantial	2421	16,09	Macizo antiguo	A	17,71
Vega 3	Quebrada de la Manga	2426	6,05	Macizo antiguo	A	11,96
Vega 4	Quebrada de la Manga	2172	12,18	Macizo antiguo	B	15,26

Unidad de humedal	Localización geográfica	Altitud (msnm)	Superficie (has)	Unidad geomorfológica	Vegetación (*)	Pendiente (°)
Vega 5	Quebrada del Chacay	2506	8,8	Macizo antiguo	A	22,41
Vega 6	Quebrada de la Manga	2028	3,2	Cono aluvional	A	3,92
Vega 7	Quebrada de la Manga	2073	14,6	Cono aluvional	B	7,12
Vega 8	Quebrada de la Manga	1983	2,9	Sedimentos aluviales modernos	B	6,17
Vega 9	Quebrada de la Manga	2376	3,1	Macizo antiguo	A	13,15
Vega 10	Quebrada de la Manga	2426	9,2	Macizo antiguo	B	7,56
Vega 11	Las Vegas	1833	2,7	Torrente de barro	D	6,05
Vega 14	Agua de Juancho	1893	9,2	Glacis superior	D	6,14
Vega 16	Las Vegas	1836	5,4	Glacis superior	D	3,66
Vega 18	Ciénagas del Bayo	2768	3,1	Macizo antiguo	A	10,26
Vega 20	Vallecitos Superior	3302	8	Morena pleistocénica	C	14,67
Vega 21	Quebrada del Andresito	3092	1,5	Macizo antiguo	A	16,77
Vega 22	El Mal Paso	1750	1,6	Glacis superior	D	2,65
Vega 25	Vallecitos Superior	3300	1,3	Morena pleistocénica	C	18,22
Vega 26	Morenas Coloradas	3134	6,9	Morena pleistocénica	A	16,48
Vega 27	Arroyo Blanco	1908	3,1	Glacis superior	B	5,55
Vega 33	Vallecitos Medio	2033	1,7	Macizo antiguo	A	15,98
Vega 35	Cerro Negro	2849	2,1	Glaciares de escombros	A	24,62
Vega 36	Vallecitos Medio	2454	3,4	Cono aluvial	A	14,74
Vega 37	Los Zorzales	2277	11,23	Macizo antiguo	A	7,54
Vega 38	Los Zorzales	2398	10,24	Macizo antiguo	A	9,79

(*) Tipo de vegetación: A: Vegetación de la vertiente oriental con *Adesmia horrida*, *Mulinum spinosum*, *Nassauvia axillaris*; B: Matorrales húmedos de *Junellia scoparia*, *Colliguaja integerrima*, *Schinus fasciculatus*, etc.; C: Vegetación pulvinada altoandina con *Adesmia subterranea*, *A. Hemisphaerica*, *Poa Holciformis*, en las partes más altas con *Nototriche trasandina*, *Tisetum preslei*, etc.; D: Bajadas arbustivas de *Larrea divaricata* y *L. cuneifolia* con *Bulnesia retama*.

Tabla 1. Variables del subsistema físico-biológico espacializadas en el Inventario del sistema de humedales de la cuenca del río Blanco de Potrerillos.

3.2. Presiones que afectan el humedal

Las presiones que sufre el humedal generan una serie de impactos que se manifiestan en una alteración de los SE brindados tanto por las alteraciones del régimen hídrico y del sistema de vegas asociados a este. En el caso de los servicios de provisión de agua, se encuentra severamente afectada la calidad de agua debido a una creciente contaminación originada en el vuelco de efluentes domiciliarios a los cuales se les suman los coliformes fecales aportados por el ganado que pastorea en las vegas [8]. En lo referido a la degradación de los ambientes de humedal, entre los principales SE críticamente comprometidos por el avance residencial sobre áreas aún no urbanizadas debido a las limitaciones naturales que presentan, se destacan los servicios de soporte por una reducción en la superficie destinada a la formación de suelos y a la generación de nutrientes; los de regulación del ciclo hidrológico por una alteración transitoria e incluso definitiva de las condiciones hidrológicas y de regulación climática, por una disminución en su capacidad para llevar a cabo este servicio tanto a nivel local (funciones hidrológicas vinculadas al enfriamiento por evapotranspiración) como regional [9], en un contexto dominado por la aridez [10]. Estrechamente vinculado a la biodiversidad, aparece altamente afectado el hábitat para numerosas especies, debido a la reducción en superficie y degradación de este ecosistema. El drenado de las vegas, el corte del flujo hídrico de alimentación, el relleno y la polderización definitiva de la vega, constituyen impactos frecuentes que conducen a la fragmentación del sistema hidrológico. En relación con los servicios culturales, la degradación de este sistema de humedales repercute negativamente sobre la belleza escénica del paisaje, reduciendo las posibilidades de actividades turísticas sustentables, fuente de trabajo para las comunidades locales que habitan el área.

3.3. Valoración y mapeo de servicios ecosistémicos

De acuerdo con la percepción de los informantes clave entrevistados y con la jerarquización realizada por la población encuestada, los seis SE de mayor relevancia para el área son: 1) Agua para agricultura, consumo humano y usos industriales, 2) Representaciones estéticas, espirituales y de no uso, 3) Recreación y ecoturismo, 4) Regulación de la erosión, 5) Regulación del ciclo hídrico y 6) Regulación del ambiente biótico [7]. La valoración obtenida arroja que el 53,7%

de la población consideró que el SE de mayor importancia en el ámbito de la cuenca es el de provisión de agua, seguido en segundo lugar por el SE cultural referido a la belleza escénica del paisaje (20%).

La percepción de la localización geográfica de las zonas suministradoras de los SE priorizados indica que el área de humedales con uso turístico y captación de agua fue la que mostró mayor frecuencia en cuanto a la identificación como zona proveedora de SE, siendo seleccionada en el 34% de los casos. La elección del servicio de provisión de agua en el primer lugar se vincula con el fuerte aprovisionamiento que realiza la cuenca tanto a nivel local como a escala regional. En el primer caso, el sistema de humedales abastece a una población estable que habita las villas de la cuenca, la cual asciende a 1500 personas aproximadamente, cifra que llega a quintuplicarse en temporada o fines de semana largos. En lo que se refiere a la escala regional, es necesario mencionar que la cuenca también abastece de agua potable hacia ciertas zonas del Oasis Norte, a través de la Planta Potabilizadora de Potrerillos, cuya toma de agua se encuentra en el río Blanco. Asimismo, a través de dos acueductos, cuya longitud total es de 52 km, se conduce el recurso hídrico al Área Metropolitana de Mendoza (AMM). Su capacidad máxima de conducción es de 1 m³/s, lo que representa el 10% de la demanda de agua para potabilización del AMM. Considerando que la demanda de agua cruda para potabilización alcanza valores alarmantes de consumo y derroche (710 l/hab/día) [11], se estima que la planta abastece a una población de 90.000 personas.

4. Discusión y conclusiones

La realización del inventario del sistema de humedales de la cuenca del río Blanco, según los lineamientos establecidos por la Convención Ramsar, permitirá contribuir al Inventario Nacional de Humedales de Argentina. La generación de conocimiento referido a las presiones que alteran el humedal permitirá establecer acciones de monitoreo en ese sentido y contribuirá al diseño de pautas de manejo adaptativo que, elaboradas a partir de las especificidades ecosistémicas de los humedales de la región, coadyuven a su uso sustentable y a la definición de áreas prioritarias para la conservación. Asimismo, la participación de

la comunidad local en la identificación y análisis participativo de los SE que este tipo de ecosistemas proveen es fundamental para la formulación e implementación de políticas de conservación de los recursos naturales [12].

En este sentido, es posible afirmar que la comunidad desempeñó un papel central en la creación del Área Ambiental Municipal Protegida Potrerillos (AAMPP), en el año 2012, y los resultados de la valoración y mapeo de los SE priorizados contribuyeron a definir al sistema de humedales de la cuenca como un área prioritaria para la conservación, en el marco de la zonificación del área protegida creada.

Bibliografía

[1] **Malvarez, A. y Kandus, P.** (1997). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. Buenos Aires, Universidad de Buenos Aires.

[2] **Folguera, A. et al.** (2004). “Hoja Geológica 3369-15, Potrerillos, 1:100.000”, *Boletín del Servicio Geológico Minero Argentino, Instituto de Geología y Recursos Minerales* 301, 1 mapa, Buenos Aires.

[3] **Mikkan, R.** (1987). “Geomorfología de la zona de influencia de Potrerillos”, *Boletín de Estudios Geográficos*, Universidad Nacional de Cuyo, Vol. XXV, N° 88, pp. 72-104, Mendoza.

[4] **Roig, F. et al.** (1996). “Carta de Vegetación de la provincia de Mendoza”, en Abraham, E. M. y Rodríguez Martínez, F. (2000): *Argentina. Recursos y Problemas de las Zonas Árida*. Tomo 1 y 2. Mendoza, Programa de Cooperación para la Investigación. Junta de Andalucía-Universidades y Centros de Investigación de la Región Andina Argentina.

[5] **Rubio, M. C.** (2012). *Inventario y propuesta de conservación de los Humedales de la cuenca del Río Blanco. Luján de Cuyo*. Mendoza, tesis de licenciatura en Geografía, Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza.

[6] **Benzaquen, L. et al.** (2009). *Avances sobre la propuesta metodológica para un sistema nacional de clasificación e inventario de los humedales de la Argentina*. SAYDS. Buenos Aires, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos; Fundación Humedales; UBA-FCEyN. Grupo de Investigaciones sobre Ecología de Humedales; UNSM. Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática; SAYDS. Grupo de Trabajo sobre Conservación de la Biodiversidad.

[7] **Rubio, M. C. et al.** (2017). “Conservation of ecosystem services in high-altitude Andean wetlands: social participation in the creation of a natural protected area”, *Ecol Austral* 27, Buenos Aires, pp. 177-192.

[8] **Zuluaga, J.** (2008). *Cuenca del Río Blanco: Contaminación*

del Recurso Hídrico. Mendoza, Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo e INA-CRAS.

[9] **Convención Ramsar (2002)**. *Resolución N° VIII.39 de la COP 8. Los humedales altoandinos como ecosistemas estratégicos*. Valencia, España.

[10] **Convención Ramsar (2010)**. *Inventario de humedales: Marco de Ramsar para el inventario y la descripción de las características ecológicas de los humedales. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales*, vol. 15. Suiza, Secretaría de la Convención de Ramsar.

[11] **Salomón, M.** (2010). “Modelo de gestión para la administración hídrica descentralizada y participativa, su aplicación a través de las organizaciones de usuarios. Asociación de Inspecciones de Cauces 1° Zona Río Mendoza”. *Ponencia* presentada en el 1^{er} *Seminario Uso Racional del Agua en Proyectos de Irrigación*, Neiva, Colombia.

[12] **Fisher, B. et al.** (2009). “Defining and classifying ecosystem services for decision making”, *Ecological Economics* 68, pp. 643-653.

Clasificación y mapeo de humedales según su hidroperíodo en el marco de un inventario de humedales: el caso de la llanura costera de Ajó-Samborombón¹



Laura San Martín²
Natalia Morandeira³
Rafael Grimson⁴
Patricia Kandus⁵

Palabras clave: Humedales costeros; hidroperíodo; microondas activas; SAR; análisis multitemporal.

1. Introducción

Los humedales costeros brindan gran cantidad de servicios ecosistémicos a la sociedad, pero también son vulnerables frente a cambios climáticos y usos de la tierra. Su carácter distintivo no es una fisonomía particular sino su funcionamiento, que responde al régimen hidroclimático.

La teledetección es una herramienta fundamental para el análisis de sistemas complejos de humedales, como la llanura costera de Ajó, que presentan gran extensión (6000 km²), alta heterogeneidad espacial, fuerte variabilidad temporal y dificultad para el acceso.

La variabilidad temporal se expresa en variaciones en las superficies inundadas y en la cobertura vegetal, que

1 Los relevamientos de datos de campo para validación fueron financiados por una beca internacional para estudiantes (Student Grant) otorgada por la ONG "Neotropical Grassland Conservancy".

2 Instituto de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, UNSAM /CONICET, Argentina. lsanmartin@unsam.edu.ar.

3 Instituto de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, UNSAM/CONICET, Argentina. nmorandeira@unsam.edu.ar.

4 Instituto de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, UNSAM /CONICET, Argentina. rgrimson@unsam.edu.ar.

5 Instituto de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina. pkandus@unsam.edu.ar.

se deben a aportes de agua variables provenientes de precipitaciones, acuíferos y mareas. Esto implica que los humedales no pueden ser identificados en un momento determinado, sino que se requiere de series multitemporales para su correcta clasificación y mapeo.

El objetivo de este trabajo es confeccionar un mapa de humedales teniendo en cuenta el hidroperíodo y la distribución en el paisaje.

2. Metodología

2.1. Zona de estudio

La llanura costera de Ajó es un extenso complejo de humedales [1] ubicado al sur de la Bahía de Samborombón, en la provincia de Buenos Aires. El paisaje está formado por una red intrincada de canales de marea de diferente calibre, activos e inactivos, con parches de ambientes terrestres. La vegetación predominante es herbácea.

Los tipos de humedales presentes en la zona incluyen humedales permanentemente inundados, transitoriamente inundados y no humedales [2]. Los “humedales permanentes” se disponen tanto en canales como en bajos redondeados, e incluyen zonas de agua libre y zonas de vegetación alta (mayor a 50 cm) con sustrato inundado. Los “humedales transitorios” ocupan bajos efímeros poco profundos o zonas aledañas a humedales permanentes, presentan vegetación de altura y cobertura variables, y el sustrato puede encontrarse húmedo o seco con presencia de rasgos de hidromorfismo. Los “no humedales” corresponden a las zonas más elevadas topográficamente que no sufren inundaciones.

2.2. Clasificación de humedales

Las imágenes utilizadas son ALOS/PALSAR-1 (banda L, frecuencia 1270 MHz y longitud de onda de 23,4 cm), correspondientes al mes de marzo de los años 2007 a 2011 (5 escenas). Una característica de estas imágenes es que su señal tiene alta penetración en las capas de vegetación, permitiendo conocer el estado de inundación por debajo de la misma [3]. Los aspectos estructurales de los objetos, la rugosidad del terreno (geométricos) y el contenido de agua (coeficiente dieléctrico) afectan la señal detectada por el radar. De esta forma se establecen

mecanismos de interacción entre la señal y las coberturas de humedal que cambian en función de las cubiertas vegetales y la presencia o ausencia de agua en la superficie.

La metodología utilizada para el preprocesamiento, segmentación [4, 5] y clasificación [6] de las imágenes se presenta en la figura 1.

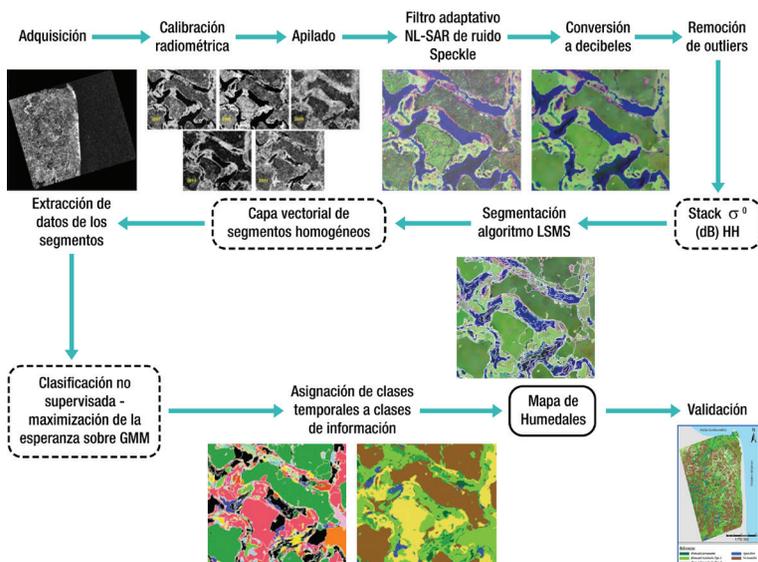


Figura 1. Metodología utilizada para el preprocesamiento, segmentación y clasificación de humedales a partir de imágenes ALOS/PALSAR-1. Fuente: Elaboración propia.

3. Resultados

El mapa de humedales obtenido se presenta en la figura 2. Los resultados señalan que un 48,9% de la superficie corresponde a humedales, de los cuales un 17,7% son permanentes, un 75% son transitorios y un 7,3% son agua libre. Se obtuvo una exactitud global de 78,6% y un índice Kappa de 67,6% a partir de un conjunto de datos relevados a campo (155 puntos). Se describen a continuación las unidades y subunidades finales.

3.1. Humedal (48,9% del área total)

Corresponde a áreas cubiertas por agua durante al menos una de las escenas analizadas y contenidas en sectores de bajos

y depresiones. Esto incluye tanto zonas con agua libre como zonas cubiertas por vegetación alta con agua debajo. Incluye diversas subclases que se discriminan por su comportamiento temporal en relación a la presencia de agua sobre el suelo. L%. El error de omisión fue de 27,1% y el de comisión de 25%.

a) Humedal permanente (17,7% del total de humedales).

Incluye dos grupos de clases temporales. Uno presenta clases con vegetación alta (mayor a 25 cm) con agua por debajo en todas las fechas (8 clases). El otro grupo presenta aguas abiertas las primeras tres fechas y aguas con vegetación alta con agua por debajo las últimas dos fechas (6 clases). Se distribuye principalmente en forma de parches en la zona central de los canales de marea inactivos y en los bajos intercordonaes más amplios.

b) Humedal transitorio tipo 1 (41,9% del total de humedales).

Se compone de clases dominadas por vegetación alta que usualmente presentan agua cubriendo el sustrato (24 clases). En el mapa, el humedal transitorio delinea las geoformas de los canales de marea inactivos y los intercordonaes como una matriz continua en la que se disponen parches de humedal permanente. Este ambiente es también dominante en la planicie de mareas activa.

c) Humedal transitorio tipo 2 (33,1% del total de humedales).

Consiste en un grupo compacto de 20 clases que presentan agua libre en las dos primeras fechas y características terrestres en las tres últimas. Se distribuye a lo largo de los bordes de los humedales transitorios correspondientes a los canales de marea inactivos en toda la zona a excepción del suroeste, en donde los canales se encuentran más incididos.

d) Agua libre (7,3% del total de humedales).

Compuesta por 8 clases que presentan valores de agua libre en todas las fechas.

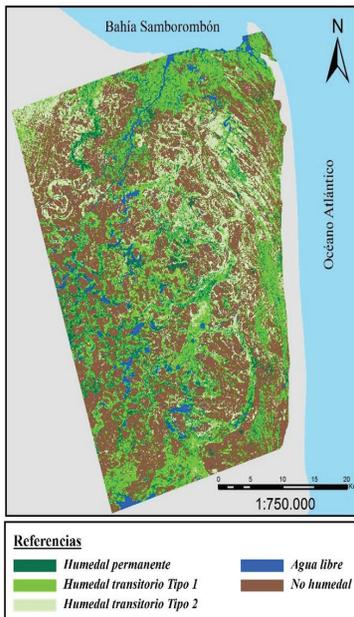


Figura 2. Mapa de Humedales de la Llanura Costera de Ajó. Fuente: Elaboración propia.

Corresponde a humedales permanentes sin vegetación o con vegetación de altura menor a 25 centímetros. Se distribuye principalmente en los canales de marea activos y en el sector central de los canales de marea inactivos de mayor calibre.

3.2. No humedal (51,1% del área total)

Agrupar 34 clases que en todos los años corresponden al campo terrestre. Conformar parches de terreno alto entre los distintos tipos de humedales que en algunos casos se encuentran parcelados y en otros corresponden a cordones litorales o mantos de arena. El error de omisión de esta clase fue de 19,4% y el de comisión fue de 21,7%.

3. Conclusiones

En este trabajo se presenta el primer mapa de humedales realizado en la llanura costera de Ajó, de la cual aproximadamente la mitad corresponde a humedales.

Se señala la utilidad de las imágenes SAR Banda L en la identificación e inventariado de humedales, debido a su capacidad de detectar el agua debajo de la vegetación, a diferencia de las imágenes satelitales ópticas. Esto cobra importancia, especialmente en zonas extensas y de difícil acceso, como la analizada.

Se constató que ninguna imagen por sí misma permite clasificar correctamente los humedales presentes, debido principalmente a la variabilidad hidrológica tanto intra como interanual que presenta el área. Por este motivo es de principal importancia la realización de un análisis multitemporal.

La identificación y mapeo de humedales en esta escala es primordial para la confección de un Inventario Nacional de Humedales.

Bibliografía

- [1] **Kandus, P.; Minotti, P. y Fabricante, I.** (2013). “Definición y Delimitación Regiones de humedales de Argentina”, en: *Informe Final para la Convención de Ramsar*. Buenos Aires, Fundación humedales/Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos/3iA UNSAM.
- [2] **San Martín, L. et al.** (2014). “Interpretación geomorfológica en el marco de un Inventario de humedales: El caso de la Llanura Costera de Ajó”, en Barbero, Nidia (eds.): *Actas del E-ICES10*. Buenos Aires.
- [3] **Silva, T. et al.** (2008). “Remote sensing of aquatic vegetation: theory and applications”, *Environmental Monitoring Assessment* 140, pp. 131-145.
- [4] **Blaschke, T. et al.** (2014). “Geographic Object-Based Image Analysis-Towards a new paradigm”, *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 87, pp. 180-191.
- [5] **Grizzonet, M. e Inglada, J.** (2010). “Monteverdi - Remote Sensing Software from Educational to Operational Context”, en: *30th EARSeL Symposium Proceedings*. Paris, Rainer Reuter, pp. 749-755.
- [6] **Murphy, K. P.** (2012). *Machine Learning: a Probabilistic Perspective*. Cambridge, The MIT Press.

Los bosques fluviales como indicadores del flujo y permanencia del agua¹

Violeta Amancay Zambiasio²

Sylvina Lorena Casco³

Juan José Neiff⁴



Palabras clave: Bosques fluviales; río Paraná; embalses; hidroperíodo; ecología.

1. Introducción

Los antecedentes señalan el condicionamiento de los ecosistemas fluviales al régimen de pulsos por la secuencia particular de suelo inundado y de suelo seco en distintos sectores de la planicie inundable [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8].

Esto permite conocer, solo parcialmente, la respuesta de las poblaciones vegetales, animales y humanas al factor forzante que es la variabilidad hidrológica anual e interanual, y permiten visualizar la complejidad de los factores involucrados en la dinámica hidrológica (cambios geomorfológicos, estructuración del suelo, dinámica de nutrientes, entre otros).

El conocimiento de la distribución espacial de cada especie en el gradiente topográfico puede evaluar indirectamente la sensibilidad de los árboles a las condiciones hidrológicas tanto de ríos templados como tropicales [9, 10, 11], lo cual es más evidente en ríos con amplias llanuras de inundación [12, 13, 6]. En la planicie de inundación del Alto Paraná, la posición

1 Financiamiento: Proyectos PIP (CONICET) 11220100293CO. Análisis de los disturbios derivados de obras de ingeniería en el curso del río Paraná: problemas y perspectivas de manejo. Período: 2014-2016 y SGCYT (UNNE) Q001-2014. Dinámica de la vegetación de las islas del Alto Paraná desde 1980 a 2014, causas y consecuencias.

2 Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Corrientes, Argentina. violetazambiasio@gmail.com.

3 Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE). Corrientes, Argentina. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE).

4 Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Corrientes, Argentina.

topográfica determina que la vegetación tenga diferente tiempo de suelo inundado y de suelo seco en el gradiente topográfico de la planicie inundable, y esto determina diferente configuración de hábitat [4, 7, 14, 2, 6].

Las grandes represas del Alto Paraná, modifican las condiciones de flujo aguas abajo y afectan las llanuras de inundación [15], ya que, entre otros efectos, impiden el flujo de camalotales y embalsados aguas abajo, siendo estas islas flotantes un medio de dispersión muy importante para la fauna.

Se analizó la distribución de los bosques fluviales aguas abajo del embalse de Yacyretá, comparando la información actual con la del período previo a la obra definiendo la firma hidrológica de algunas especies indicadoras en la zona de estudio. Las hipótesis señalan que las poblaciones leñosas de los bosques fluviales tienen una signatura hidrológica propia, caracterizada por su respuesta a los períodos de inundación y de sequía durante su vida y que cada especie tiene diferente tolerancia en cada fase de su ciclo vital, lo que determina su permanencia en diferentes posiciones del gradiente topográfico.

2. Materiales y métodos

El río Paraná es el principal curso de agua de la cuenca del Plata y, después del Amazonas, representa el río más importante de América del Sur debido a su longitud, el flujo medio y la zona de influencia de la cuenca.

Este estudio se realizó en una sección de la planicie de inundación del río Paraná –en su tramo bajo–, en Argentina, aguas abajo de la represa Yacyretá (27° 38' 04" S; 58° 50' 46" O), en 2015, comparando la información con la del período previo a la construcción de la obra en el año 1984.

Para la identificación y clasificación de los bosques fluviales a nivel de paisaje se utilizó el procedimiento de los relevamientos integrados mediante el sistema de Clasificación Ecológica de Tierras (Ecological Land Classification) [16], con los ajustes sugeridos por Timoney [17], para paisajes fluviales. Se utilizaron imágenes Google Earth Pro versión 7.1. El reconocimiento en campo durante la fase de suelo descubierto (limnofase) se realizó con censos de los bosques fluviales aplicando el método de los cuadrantes centrados propuesto por Cottam y Curtis [18, 19]. La información de campo referida a la distribución de los

árboles se confrontó con la posición topográfica de cada árbol respecto de la lámina de agua [20].

De las especies de árboles que crecen en el área de estudio se seleccionaron las más frecuentes: *Albizia inundata* (Mart.) Barneby y J. W. Grimes, *Croton urucurana* Baill., *Inga uruguensis* Hook. & Arn., *Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees y Mart., *Ocotea diospyrifolia* (Meisn.) Mez, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Salix humboldtiana* Willd. y *Tessaria integrifolia* Ruiz & Pav. Estas especies crecen en la llanura de inundación a más de 1000 km aguas abajo, y algunas alcanzan el Delta –localizado en la fase final de la cuenca–, conformando los típicos bosques de galería [20, 21].

Se obtuvieron los espectros de frecuencia de ocurrencia de cada especie indicadora en el gradiente topográfico, para ser relacionados con las alturas hidrométricas tomadas por la Prefectura Naval Argentina y la Dirección Nacional de Vías Navegables.

3. Resultados

El análisis de las imágenes satelitales y los reconocimientos en campo permitieron obtener información complementaria y diferenciar las especies más frecuentes en niveles topográficos de la sección analizada.

Se identificaron dos unidades de paisaje principales: una corresponde a los bosques “pioneros” (F1), dominados por *Salix humboldtiana* y/o por *Tessaria integrifolia*, las cuales se distribuyen entre 45,7 y 48 msnm, respectivamente. Estos bosques constituyen un hábitat de muy amplia variabilidad (nivel del agua, velocidad del escurrimiento, concentración de sedimentos y nutrientes), por lo cual los organismos tienen una gran capacidad adaptativa y rápida respuesta a las perturbaciones hidrológicas. Los tiempos disponibles y favorables para la germinación de las plantas son cortos (época de suelo emergente), por lo que la vegetación debe tener períodos de fertilidad muy amplios, una gran sincronización entre la producción y liberación de las unidades dispersantes con las fases hidrológicas y crecimiento rápido.

La otra unidad de paisaje identificada corresponde a los bosques “pluriespecíficos” (F2), representados por *Albizia inundata*, la cual se distribuye entre 46,2 y 48 msnm; *Cecropia pachystachya*, entre 46,1 y 48 msnm; *Croton urucurana*, entre 46,2 y 48

msnm, *Inga uruguensis*, entre 47,7 y 48 msnm; *Ocotea diospyrifolia*, entre 46,2 y 48 msnm; *Nectandra angustifolia*, entre 46,2 y 48 msnm y *Peltophorum dubium*, entre 46,2 y 47 msnm. Estas especies ocupan barras o albardones de las islas más altas, con lo cual la duración de la fase de inundación es más corta, los sedimentos tienen mayor contenido de materiales finos y el suelo tiene organización vertical incipiente. Es una de las unidades más ricas en especies distribuidas en 2-3 estratos con cobertura continua de la canopia. Constituyen una importante interferencia en el escurrimiento durante la fase de inundación (potamofase) [22].

4. Conclusiones

Los resultados de este estudio indican que las poblaciones leñosas correspondientes a los bosques de la unidad F2 son más frecuentes en los sitios más altos del área de estudio, a partir de los 46,1 msnm, y las poblaciones de los bosques de la unidad F1 se distribuyen con mayor frecuencia a partir de los 45,7 msnm, en los sitios más bajos del gradiente. Sin embargo, se advierte un importante solapamiento de las curvas de distribución, debido a que estas especies son tolerantes a las distintas condiciones de suelo seco o inundado.

La información obtenida no permite establecer el grado de interferencia de las represas en la distribución de la vegetación fluvial.

Bibliografía

[1] Schnack, J. A. et al. (1995). *Estudios ambientales regionales para el proyecto de control de inundaciones. Informe final*. Buenos Aires, Ministerio del Interior (SUPCE).

[2] Neiff, J. J. (1996). "Large rivers of South America: toward the new approach", *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie Verh.*, 26(1), pp. 167-180.

[3] Neiff, J. J.; Mendiando, E. M. y Depettris, C. A. (2000). "EN-SO floods on river ecosystems: catastrophes or myths?", en Toensmann, F. y Koch, M. (eds.): *River Flood Defence. Kassel Reports of Hydraulic Engineering 9/2000. 1. Section F: Flood risk, floodplain and floodplain management*. Kassel, Verlag, pp. F141-F152.

[4] Casco, S. L. (2003). *Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná influenciada por el régimen de pulsos*, tesis doctoral, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

[5] Neiff, J. J. y Poi De Neiff, A. (2003). "Connectivity processes as a basis for management of aquatic plants", en Thomaz, S. M. y Bini, M. (eds.): *Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas*. Cap. II. Maringá, PR-Brasil, Editora Universidad, pp. 39-58.

[6] Neiff, J. J. (2005). "Bosques fluviales de la cuenca del Paraná", en Arturi, M. F.; Frangi, J. L. y Goya, J. F. (eds.): *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. La Plata, EDULP, pp. 1-26.

[7] Casco, S. L.; Neiff, J. J. y Poi De Neiff, A. (2010). "Ecological responses of two pioneer species to a hydrological connectivity gradient in riparian forests of the lower Paraná River", *Plant Ecology*, 209(1), pp. 167-177.

[8] Neiff, J. J. et al. (2014). "Do aquatic plant assemblages in the Paraná River change along the river's length?", *Aquatic Botany* 114, pp. 50-57.

[9] Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (1993). *Wetlands*. New York, Van Nostrand Reinhold.

- [10] **Brinson, M. M. y Verhoeven, J. T. A.** (1999). "Riparian forests", en Hunt M. L. Jr. (ed.): *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. New York, Cambridge University Press, pp. 265-299.
- [11] **Budke, J. C.; Jarenkowan, J. A. y Oliveira-Filho, A. T.** (2007). "Relationships between tree component structure, topography and soils of a riverside forest, Rio Botucaraí, Southern Brazil", *Plant Ecology*, 189(2), pp.187-200.
- [12] **Colonnello, G.** (1995). "La vegetación acuática del Delta del Río Orinoco (Venezuela). Composición Florística y Aspectos Ecológicos", *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle*, pp. 3-34.
- [13] **Worbes, M.** (1997). "The forest ecosystem of the floodplain", en Junk, W. J. (ed.): *The central Amazon floodplain*. Heidelberg, Springer-Verlag, pp. 223-265.
- [14] **Neiff, J. J.** (1990). "Ideas para la interpretación ecológica del Paraná", *Interciencia*, 15(6), pp. 424-441.
- [15] **Kruskopf, M.** (2006). Impact of built structures on tropical floodplains worldwide. Technical Assistance to the Kingdom of Cambodia for the Study of the Influence of Built Structures on the Fisheries of the Tonle Sap. Asian Development Bank TA 4669-CAM. Finland.
- [16] **Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO)** (1978). "Ecological land survey guidelines for environmental impact analysis. Ecological Land Classification Series", *Federal Environmental Assessment and Review Process* 13, Lands Directorate Environment Canadá, p. 42
- [17] **Timoney, K.** (2006). "Landscape cover change in the Peace-Atabasca Delta, 1927-2001", *Wetlands*, 26(3), pp. 765-778.
- [18] **Cottam, G. y Curtis, J. T.** (1956). "The use of distance measures in phytosociological sampling", *Ecology*, 37(3), pp. 451-460.
- [19] **Mateucci, S. D. y Colma, A.** (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Whashington DC, Secretaría General de

la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Monog. 22.

[20] Neiff, J. J. (1986). "Aquatic Macrophytes of Paraná River", en Walker, K. F. y Davies, B. R. (eds.): *The Ecology of River Systems*. The Netherlands, Dr. Junk Publ., pp. 557-571.

[21] Casco, S. L. y Neiff, J. J. (2013). *Distribution pattern of trees in a hydrological gradient below the Paraná-Paraguay River Confluence*. AJPS 4.

[22] Neiff, J. J.; Patiño, C. A. E. y Casco, S. L. (2006). "Atenuación de las crecidas por los humedales del Bajo Paraguay", en: *Humedales fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable*. Argentina, Fundación Proteger, pp. 261-276.

Identificación y descripción del impacto ambiental en un tambo caprino¹

María Laura Galotta²

Horacio Martínez³

Analía Iriel⁴

Alicia Fernández Cirelli⁵



Palabras clave: Tambo caprino; efluentes; prácticas de manejo.

1. Introducción

Los tambos de pequeños rumiantes se caracterizan por tratarse de explotaciones con un número reducido de animales, tener una actividad estacional y mano de obra familiar. La actividad se concentra en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Santa Fe, Santiago del Estero, Mendoza y Neuquén (SENASA).

En los últimos años, se ha observado un crecimiento en la demanda de productos y subproductos de origen caprino y ovino. Este aumento implicó la especialización e intensificación de la actividad con el objetivo de aumentar los márgenes productivos. Todo proceso de intensificación

1 Los autores agradecen a la Universidad de Buenos Aires y al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el financiamiento para la realización de este trabajo.

2 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA)/UBA-Facultad de Ciencias Veterinarias, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA)/CONICET, Argentina.

3 Escuela de educación técnico-profesional de nivel medio en producción agropecuaria y agroalimentaria, Argentina.

4 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA)/UBA-Facultad de Ciencias Veterinarias, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA)/CONICET, Argentina.

5 Universidad de Buenos Aires/CONICET/Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA) (UBA-CONICET), Buenos Aires, Argentina. Universidad de Buenos Aires-Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Buenos Aires, Argentina.

requiere considerar con mayor detalle el diseño de las instalaciones y los mecanismos para el manejo de efluentes. En el caso de las excretas, por ejemplo, la distribución deja de ser homogénea para concentrarse en menor cantidad de terreno y depositarse en tarimas y corrales de encierro. En este sentido, se incrementa la cantidad de productos utilizados que se destinan a limpieza de las instalaciones como así también los que provienen del manejo de los animales (residuos de antibióticos, promotores de crecimiento y suplementos). La situación empeora si se tiene en cuenta que la mayoría de los establecimientos no está preparado para realizar un tratamiento adecuado de los efluentes generados, por lo que aumenta la probabilidad de infiltración de los compuestos presentes hacia los acuíferos u otros cuerpos de agua. El propósito de este trabajo es caracterizar los efluentes sólidos y líquidos que se generan en un establecimiento caprino modelo y proponer distintas acciones de mejora.

2. Descripción de la experiencia. Datos preliminares

El establecimiento productivo utilizado en este estudio es un tambo caprino localizado en la localidad de Uribelarrea, partido de Cañuelas. Posee una superficie de 61.000 m², con 80 cabras en producción. Realizan un manejo reproductivo, con dos servicios anuales (estación y contra estación) que les permite la obtención de un producto durante todo el año.

En el tambo se encuentran dos categorías de animales; cabras adultas y crías (animales de reposición). Cada una de ellas requiere un manejo diferente, como así también de los efluentes que se generan. En el caso de las cabras adultas, los animales pasan parte de su tiempo en una pastura y reciben suplementación a base de concentrados (maíz, pellets de alfalfa, extrusado de soja) e hidroponia (en corrales). El ordeño de los animales se realiza dos veces al día, lo que implica la utilización de la tarima, la máquina ordeñadora y los instrumentos de recolección de leche; y una vez finalizada la actividad, la limpieza de los mismos. Los residuos que se generan en esta parte del sistema (excretas, detergente, leche) son trasladados mediante un sistema de cañerías fuera del establecimiento y se depositan en el suelo sin ningún tratamiento previo.

En cuanto a las crías, estas son separadas de sus madres, alojadas en corrales con pisos de madera (tarimas) y alimentadas

con sustitutos lácteos hasta alcanzar la edad de destete. Esta categoría recibe de forma estratégica, junto con la alimentación, agentes promotores del crecimiento (antibióticos). Una vez administrados, los fármacos son absorbidos y parcialmente metabolizados para ser excretados por orina y materia fecal, inalterados o como metabolitos [4]. Estos compuestos son añadidos para mejorar la eficiencia en la digestión [1], la conversión alimenticia (2-5%) y el crecimiento animal (4-8%), reduciendo la mortalidad y morbilidad a causa de enfermedades clínicas y subclínicas [2]. La materia fecal, orina, agua, restos de leche y antibiótico se dirigen a una cámara de decantación de sólidos que luego, por un sistema de tubos perforados subterráneos, son distribuidos en un potrero adyacente.

En función de lo descrito anteriormente, se identificaron distintos tipos de efluentes que se pueden originar en un tambo modelo. En este caso, hay dos clases de residuos con características bien definidas: por un lado, los provenientes de la limpieza de las instalaciones del tambo y, por otro, los que derivan de la crianza y manejo de los animales (destacando la presencia de antibióticos en dichos residuos).

Con el objeto de mitigar los efectos ambientales de la actividad se sugirieron medidas tendientes a atenuar el contenido de detergentes y materia orgánica mediante la implementación de un biodigestor que reciba los efluentes del tambo. Un biodigestor permite convertir la materia orgánica en biogás y fertilizantes naturales de alto contenido de nitrógeno, fósforo y potasio. Su principio básico de funcionamiento es descomponer las excretas en productos más simples que tienen menor impacto en el ambiente. Por otro lado, para el caso de los residuos de antibiótico en excretas se propone buscar alternativas de manejo que permitan obtener los mismos resultados respecto al crecimiento de los animales utilizando menores dosis del mismo o productos alternativos como por ejemplo butirato de calcio un metabolito natural de la fermentación ruminal.

Bibliografía

- [1] **Boxall, A. B. et al.** (2002). "The sorption and transport of a sulphonamide antibiotic in soil systems", *Toxicology letters*, v. 131, n. 1, pp. 19-28.
- [2] **Butaye, P.; Devriese, L. A. y Haesebrouck, F.** (2003). "Anti-microbial growth promoters used in animal feed: effects of less well known antibiotics on gram-positive bacteria", *Clinical microbiology reviews*, v. 16, n. 2, pp. 175-188.
- [3] **Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA)** (2016). Leche y productos lácteos. Disponible en: <http://www.senasa.gob.ar/cadena-animal/caprinos/industria/productos-y-subproductos/leche-y-productos-lacteos> (accedido en noviembre de 2017).
- [4] **Tolls, J.** (2001). "Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review", *Environmental science & technology*, v. 35, n. 17, pp. 3397-3406.

Estudio de la presencia de elementos traza de importancia nutricional y toxicológica en la producción primaria de leche



Flavia Elisa Arellano¹
Andrea Calzetta Resio²
Alejo Pérez Carrera³

Palabras clave: Elementos traza; leche; rumiantes; micronutrientes; microcontaminantes.

1. Introducción

Durante los últimos años, Argentina ha ratificado internacionalmente su posicionamiento como país productor de agroalimentos (FAO 2013). Este desarrollo socioeconómico está estrechamente vinculado con la expansión de las actividades agropecuarias de las últimas décadas, hoy en día acompañadas por el Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial Participativo y Federal (PEA2).

La producción de leche bovina es una de las principales producciones agropecuarias en la Argentina. Este sector ha alcanzado gran desarrollo en los últimos años

1 Doctoranda/Centro de Estudios Transdisciplinarios Del Agua (CETA, UBA)/Instituto de Investigación en Producción Animal INPA, UBA-CONICET, Argentina.
farellano@fvvet.uba.ar.

2 Directora de Tesis/Cátedra de Tecnología, Protección e Inspección Veterinaria de Alimentos (FVET, UBA)/Instituto de Investigación en Producción Animal INPA, UBA-CONICET, Argentina.

3 Codirector de tesis/Centro de Estudios Transdisciplinarios Del Agua (CETA, UBA)/Instituto de Investigación en Producción Animal INPA, UBA-CONICET, Argentina.

incrementando considerablemente su productividad. Se estima que Argentina cuenta con alrededor de 14.000 tambos, con 1,5 millones de vacas en ordeño, y el objetivo primordial de su desarrollo sería alcanzar niveles de calidad y eficiencia que permitan a la industria nacional competir internacionalmente.

En el caso de los pequeños rumiantes, el consumo de productos y subproductos lácteos de origen ovino y caprino se ha sumado al bovino, debido a las cualidades nutricionales y saludables de la leche. Para contribuir al conocimiento de los factores que favorecen la eficiencia y rentabilidad de estos sistemas de producción lechera, surge la necesidad de estudiar los distintos parámetros que pudieran ser incluidos como factores de decisión al momento de desarrollar un sistema de evaluación de la calidad de la leche orientado a contribuir con la sustentabilidad de los mismos.

El consumo de alimentos contaminados de origen animal puede implicar diversos riesgos para la salud humana. Los contaminantes presentes en los alimentos son generalmente de naturaleza biológica (por ejemplo, por el manejo inadecuado de los productos) o química (por ejemplo, por el uso incorrecto de medicamentos veterinarios o plaguicidas, o contaminación ambiental con contaminantes orgánicos o metales traza inorgánicos) (Cabbudi *et al.*, 2010).

En producción lechera, las características del agua y alimento, en cuanto a su composición y cantidad de nutrientes, son fundamentales para el crecimiento, desarrollo y salud del ganado.

Los elementos traza, nocivos para la salud, pueden hallarse presentes en el suelo y en el agua y pueden ser de origen natural. Tal es el ejemplo del arsénico (As), flúor (F) y vanadio (V) presentes, por ejemplo en aguas subterráneas, o de origen antrópico (por ejemplo, Cr, Pb, Mn, Cu y Zn) derivados generalmente de procesos industriales. Los mismos pueden llegar a los animales a través del agua de bebida y del forraje y acumularse en los distintos tejidos que componen su estructura.

En producción lechera, en general, los animales permanecen un tiempo prolongado en el sistema productivo. Este hecho permite estudiar el efecto crónico de la exposición a elementos traza a través de la dieta, sus consecuencias para el organismo del animal y la presencia en la leche y otros tejidos destinados al consumo.

En trabajos previos, se estudiaron los niveles de arsénico y flúor en el agua de bebida animal y en leche cruda en establecimientos lecheros del sudeste de la provincia de Córdoba, una de las zonas más afectadas de nuestro país por los niveles de

arsénico en agua subterránea. La concentración de arsénico en las muestras de agua provenientes de perforaciones de la capa freática superó, en la mayoría de los casos, los límites recomendados para agua de bebida animal (Pérez Carrera, 2002, 2003, 2004; Pérez Carrera *et al.*, 2005a; Pérez Carrera *et al.*, 2007, 2016). La elevada toxicidad del arsénico exige un riguroso control del agua y el alimento, pues aun en pequeñas dosis puede provocar intoxicación crónica. Con los resultados obtenidos de concentración de arsénico en leche cruda y en agua de bebida, se estimó un factor de biotransferencia de arsénico hacia la leche bovina, considerando como único aporte de arsénico a la dieta, el del agua de bebida animal (Pérez Carrera, 2003; Pérez Carrera *et al.*, 2007). Estos resultados enfatizan la necesidad de seguir profundizando las investigaciones en el mecanismo de biotransferencia de arsénico y otros elementos traza en leche y subproductos lácteos, principalmente quesos.

La contaminación del agua con elementos traza inorgánicos es un importante problema que ha recibido atención en los últimos años, y viene siendo abordado por distintos proyectos de investigación a nivel nacional e internacional. Es importante profundizar los estudios acerca de la presencia de los elementos traza inorgánicos en el agua de bebida y alimentos para el ganado, detectar su presencia o acumulación en la secreción láctea y poder predecir las concentraciones que se encontrarán en la leche y estimar el riesgo para la salud humana ocasionado por su consumo.

2. Objetivo general

Determinar el contenido de elementos traza inorgánicos de carácter nutricional y toxicológico en agua de bebida y en leche cruda y subproductos lácteos, en distintas especies de interés pecuario.

3. Materiales y métodos

Se tomaron muestras de agua, alimento y leche cruda de tres establecimientos pecuarios de origen ovino, bovino y caprino.

Los análisis físico-químicos se realizaron con Analizador de leche ultrasónico LAC-SA Milk Analyzer (BOECO, Alemania). Se tomaron en cuenta para este trabajo grasa, densidad, lactosa, extracto seco no graso, proteínas y pH.

Para determinar presencia de elementos traza inorgánicos, las leches fueron liofilizadas (equipo liofilizador labconKo, USA) en laboratorio y fueron posteriormente digeridas en ácido nítrico al 65% (Carl-Roth, Karlsruhe, Germany purified with MLS GmbH, Germany) en digestor a microondas (GmbH, Germany). Luego fueron diluidas con agua ultrapura (18.2 M Ω *cm) y conservadas en ácido nítrico al 10%, para su posterior medición por Espectrometría de Masa por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS). Las muestras de agua fueron acidificadas con HNO₃, para su posterior determinación por Espectrometría de Emisión Atómico por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-EOS). Cada muestra de alimento fue digerida con el método EPA 3050 (USEPA 1998). A 0,5 g de materia seca, se le añaden 5mL de HNO₃ y se lo deja reposar toda una noche. Se lo coloca en plancha caliente hasta sequedad. Se adicionan 5 mL más de ácido y se vuelve a repetir el procedimiento anterior. Luego a cada muestra se le adicionan 5 mL de H₂O₂ (30%), se dejan reposar toda la noche y se llevan a sequedad nuevamente. Los residuos se re-suspenden en HNO₃ al 10% para su posterior determinación ICP-OES). Los elementos traza inorgánicos tóxicos determinados fueron As, Cr, Pb, U y V, y los de importancia nutricional, Cu, Fe, Mn y Zn.

4. Resultados preliminares

Teniendo en cuenta este análisis preliminar la leche bovina difiere de la caprina y ovina en la mayoría de los parámetros físico-químicos estudiados, en cuanto a pH, densidad, proteínas, sales, FP (Punto de fusión) y SNF (Sólidos no grasos). Mientras que la leche ovina difiere de la caprina en un 50% de los parámetros analizados (densidad, lactosa, sales y proteínas) (ver tabla 1).

Leche	pH	Grasa total	Densidad	Lactosa	Sales	Proteínas	FP	SNF
Cabra	6,29 ^a	4,11	1031 ^b	4,96 ^a	9,05 ^b	3,31 ^b	-0,61 ^a	0,82 ^b
Media \pm DS	0,19	1,3	1,85	0,29	0,53	0,21	0,05	0,28
Oveja	6,45 ^a	5,79	1036 ^c	5,95 ^b	10,88 ^c	4,30 ^c	-0,65 ^a	0,88 ^b
Media \pm DS	0,24	2,63	1,62	0,13	0,25	0,84	0,16	0,02

Presencia de elementos traza en la producción primaria de leche

Vaca	6,80 ^b	3,93	1026 ^a	4,29 ^a	7,79 ^a	2,84 ^a	-0,49 ^b	0,56 ^a
Media ± DS	0,09	1,11	1,46	0,24	0,43	0,16	0,03	0,03

Tabla 1. Análisis estadístico Kruskal Wallis de los parámetros físico-químico de leche entre las distintas especies pecuarias. Dato: Letras disímiles indican diferencias significativas, ANOVA no-paramétrica (Kruskal-Wallis), $p < 0,05$.

En la tabla 2 se encuentran detallada la concentración media del contenido de micronutrientes hallados hasta el momento en las muestras analizadas. Los valores son similares a los descriptos por otros autores en especies de origen europeo (Park *et al.*, 2007; Pilarczyk *et al.*, 2013; Miedico *et al.*, 2016). Se observan diferencias significativas en el contenido de Cu entre la leche bovina y caprina y de Zn en la leche ovina respecto de la caprina y bovina. En el caso de As, Cr, Pb y V los valores determinados fueron por debajo del límite de detección del equipo.

	Leche bovina	Leche caprina	Leche ovina
Cu	0,53 ^a ± 0,46	2,80 ^b ± 0,74	1,01 ^{ab} ± 0,39
Fe	22,32 ± 20,57	14,46 ± 5,07	10,67 ± 2,85
Mn	0,39 ± 0,08	0,28 ± 0,06	0,37 ± 0,05
Zn	45,60 ^a ± 8,03	45,87 ^a ± 8,40	75,08 ^b ± 18,81

Tabla 2. Análisis estadístico Kruskal-Wallis del contenido de micronutrientes determinados en $\mu\text{g/g}$. Dato: Letras disímiles indican diferencias significativas, ANOVA no-paramétrica (Kruskal-Wallis), $p < 0,05$.

El agua perteneciente a cada establecimiento se hallaba dentro de los parámetros físico-químicos normales. En ningún caso se halló contenido de Cu, Fe ni Mn y las concentraciones de As, Cr, Pb no superaron los valores establecido por el Código Alimentario Argentino (CAA).

Bibliografía

- [1] **Cabbidu, A. et al.** (2010). "The inclusion of a daisy plant (*Chrysanthemum coronarium*) in dairy sheep diet. 1: Effect on milk and cheese fatty acid composition with particular reference to C18: 2 cis-9, trans-11", *Livestock Production Science* 101, pp. 57-67.
- [2] **Miedico, O. et al.** (2016). "Trace elements in sheep and goat milk samples from Apulia and Basilicata regions (Italy): Valuation by multivariate data analysis", *Small Ruminant Research* 135, pp. 60-65.
- [3] **Park, Y. W. et al.** (2007). "Physico-chemical characteristics of goat and sheep milk", *Small Ruminant Research* 68, pp. 88-113.
- [4] **Pérez Carrera, Alejo** (2002). "Problemática del arsénico en la llanura sudeste de la provincia de Córdoba". Ponencia presentada en el *VIII Taller de Evaluación y Manejo de Riesgos por Exposición a Arsénico en Agua de Consumo*. Maciel, Santa Fe, Argentina.
- [5] **Pérez Carrera, Alejo** (2003). "Niveles de arsénico en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Bell Ville, Pcia. De Córdoba). Ponencia presentada en *XI Jornadas de Jóvenes Investigadores de la AUGM*. UNLP, La Plata, Argentina. Seleccionado para exposición oral.
- [6] **Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A.** (2004). "Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)", *INVET*, 6(1), pp. 51-59.
- [7] **Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A.** (2005a). "Arsenic concentration in water and bovine milk in Cordoba, Argentina. Preliminary results", *Journal of Dairy Research* 72, pp. 122-124.
- [8] **Pérez Carrera, A.; Moscuzza, C. y Fernández Cirelli, A.** (2005). "Contenido de macrominerales en el agua de bebida de tambos de la provincia de Córdoba (Argentina) y su relación con los requerimientos de bovinos de leche", *Revista Argentina de Producción Animal* 25, pp. 115-121.

[9] Pérez Carrera, A. *et al.* (2007). “Composición mineral del agua de bebida en sistemas de producción lechera (Córdoba, Argentina)”, *Revista Veterinaria México*, 38(2), pp. 153-164.

[10] Pérez Carrera, A.; Arellano, F. E. y Fernández Cirelli, A. (2016). “Concentration of trace elements in raw milk from cows in the southeast of Córdoba province, Argentina”, *Dairy Sci Technol*. DOI 10.1007/s1359401602905.

[11] Pilarczyk, R. *et al.* (2013). “Concentrations of toxic heavy metals and trace elements in raw milk of Simmental and Holstein-Friesian cows from an organic farm”, *Environmental Monitoring and Assessment*, pp. 1-10.

Estudio del impacto del arsénico presente en el agua de bebida animal, sobre la salud y producción de ganado¹

Cristina V. Alvarez Gonçalvez²

Alejo Pérez Carrera³

Alicia Fernández Cirelli⁴



Palabras clave: Producción animal; arsénico; inocuidad alimentaria; calidad de agua; ganado bovino.

1. Introducción

En contraste con los contaminantes orgánicos, los elementos traza inorgánicos no son degradados en el medio ambiente y se acumulan en el agua, suelo, sedimentos y organismos vivos. Los datos de exposición al arsénico (As) en especies de producción pecuaria son escasos, y no existen trabajos en nuestro país que evalúen la exposición crónica al As. La elevada toxicidad de este elemento exige un riguroso control del agua y el alimento, pues aun en pequeñas dosis puede provocar intoxicación crónica. En estudios previos se reportaron niveles de As en muestras de agua provenientes de perforaciones de la capa freática de algunas regiones de la llanura chaco-pampeana con niveles de As que superaban en muchos casos los

1 Se agradece a la Universidad de Buenos Aires y a la Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por el financiamiento recibido.

2 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA, UBA-CONICET)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA)/Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA, Argentina.

3 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA, UBA-CONICET)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA)/Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA, Argentina.

4 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA, UBA-CONICET)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA, Argentina.

límites recomendados para su uso como agua de riego y bebida animal [1, 2, 3, 4].

En trabajos previos en nuestro laboratorio, se estudiaron los niveles de As presente en suelos y su efecto sobre la alfalfa (*Medicago sativa*), encontrándose que los niveles de As en las distintas partes de la misma aumentaban con el incremento de la concentración de As en el suelo [5]. Varios autores han estudiado los efectos del riego con aguas arsenicales sobre distintas especies vegetales [6, 7, 8], sin embargo el efecto del riego con aguas con elevado contenido de As en especies forrajeras aún no ha sido estudiado en profundidad [11].

En nuestro laboratorio también se estudiaron los niveles de As y flúor (F) en el agua de bebida animal y en leche cruda proveniente de establecimientos lecheros del sudeste de la provincia de Córdoba, una de las zonas más afectadas de nuestro país por los elevados niveles de As en agua subterránea, detectándose la presencia de As en las mismas [1, 2, 3]. Con los resultados obtenidos de concentración de As en leche cruda y en agua de bebida, se estimó un factor de biotransferencia de As hacia la leche bovina, considerando como único aporte de As a la dieta, el del agua de bebida animal.

Es fundamental abordar el estudio de la distribución del As en los agroecosistemas de la llanura chaco-pampeana y los efectos que este ocasiona sobre los distintos componentes del mismo, así como también acerca de la biotransferencia de elementos traza de interés toxicológico a la cadena agroalimentaria. El objetivo del plan propuesto de tesis doctoral es evaluar el impacto de altos contenidos de As en agua de bebida, suelo y forrajes sobre la salud y producción bovina y la calidad de agroalimentos. En este trabajo se mencionan los principales resultados obtenidos hasta el momento relacionados con la calidad de agua.

Asegurar la cantidad y calidad del recurso hídrico es fundamental para la producción agroganadera. El agua destinada al consumo animal debe cumplir con determinados parámetros de calidad. Dentro del análisis de la calidad del agua destinada a consumo se encuentran tanto los contenidos de sales como la presencia de elementos traza, que pueden tener efectos adversos sobre la producción ganadera. En nuestro país, el decreto 831/93 que reglamenta la Ley de Residuos Peligrosos (Ley 24.051) [9], recomienda las concentraciones máximas de algunas sustancias para la utilización

del agua para bebida animal. Con la finalidad de evaluar el impacto del arsénico en la producción bovina, se realizaron muestreos en establecimientos de la llanura chaco-pampeana con diferentes contenidos de As en agua subterránea. En la región estudiada, la producción agropecuaria es una de las actividades económicas más importantes. En todos los sitios relevados, las tierras se hallan destinadas principalmente a la actividad ganadera.

2. Métodos

Se analizó la calidad del agua destinada a bebida animal de establecimientos ganaderos de Buenos Aires y Santiago del Estero. Para ello, en las muestras de agua ($n=28$), se determinaron los principales parámetros físico-químicos y se cuantificaron elementos mayoritarios y traza, tales como As, F, vanadio (V) y boro (B). El análisis físico-químico se realizó según técnicas empleadas habitualmente. La determinación de calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}) y cloruros (Cl^-) se realizó por titulación; Na^+ y K^+ fueron determinados usando espectrofotometría AAS. Los sulfatos (SO_4^{2-}) fueron determinados por espectrofotometría. La cuantificación de los elementos traza se llevó a cabo mediante ICP-OES, en el caso del As, V y B; y usando un electrodo ión selectivo, en el caso del F.

3. Resultados

Los resultados del análisis físico-químico de las aguas de bebida animal analizadas se muestran en la tabla 1. Se encontraron niveles elevados de As, que superan en algunos casos los límites recomendados para riego (0,1 mg/L – Ley 24.051), pero no para su uso como agua de bebida animal (0,5 mg/L – Ley 24.051). Así mismo, asociado al As, se encontraron elevados niveles de otros elementos traza tales como F y V. Entre los principales resultados se observó que en las aguas analizadas la concentración de V es superior a la de As. También se encontraron niveles de B que superan los valores permitidos para riego, encontrándose una correlación positiva entre los niveles de estos tres elementos en las muestras de la provincia de Buenos Aires.

Parámetro	Buenos Aires (n=24)				Santiago del Estero (n=4)				
	Nivel máximo	Nivel mínimo	Media	Desvío estándar	Nivel Máximo	Nivel Mínimo	Media	Desvío estándar	
Conductividad	1,53	0,25	0,87	0,48	12,51	6,18	9,12	3,14	
pH	mS	8,77	7,05	7,80	0,63	8,68	7,76	7,97	0,42
Dureza	mg/L	520	43	205	37	5281	1719	3444	1960
Calcio	mg/L	132	23	74	42	1720	737	1121	253
Magnesio	mg/L	388	70	177	127	3991	859	2317	1232
Potasio	µg/L	663	253	382	138	---	---	---	---
Sodio	g/L	33,7	4,8	12	10,3	---	---	---	---
Cloruros	mg/L	548	9	137	159	5035	2385		
Flúor	mg/L	2,14	0,23	0,98	0,7	---	---	---	---
Boro	µg/L	9,76	7	535	325	---	---	---	---
Vanadio	µg/L	381	ND	154	117	---	---	---	---
Arsénico	µg/L	23	7	25	7	170	49	64	28
Sulfato	mg/L	441	7	89	111	---	---	---	---

ND: No detectado. Límite de detección del V = 10 µg/L.

Tabla 1. Niveles máximos, mínimos y medios de los parámetros físico-químicos en las muestras de agua analizadas hasta el momento.

4. Conclusiones preliminares

Analizando los resultados obtenidos en el presente estudio, se observa que la calidad de agua encontrada en las muestras analizadas es altamente variable. Los resultados, como eran de esperarse, fueron diferentes para las muestras procedentes de ambas provincias; y a pesar de ser Santiago del Estero una zona endémica de HACRE, el agua de todas las muestras puede clasificarse entre buena y regular para su uso como agua

de bebida animal, según la clasificación propuesta por Bonel y Ayub [10] y los parámetros recomendados en la Ley 24.051 [9]. Además, es necesario profundizar los estudios del impacto de la presencia de elementos traza tales como V, que se encuentran en las muestras en niveles considerables, sobre la salud, la producción animal y la calidad de los productos derivados para garantizar así su aptitud para el consumo humano.

Bibliografía

- [1] Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2004). “Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)”, *Revista de Investigación Veterinaria (INVET)*, 6(1), pp. 51-59.
- [2] Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2005). “Arsenic concentration in water and bovine milk in Cordoba, Argentina. Preliminary results”, *Journal of Dairy Research* 72, pp. 122-124.
- [3] Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2007a). “Problemática del arsénico en la llanura sudeste de la provincia de Córdoba. Biotransferencia a leche bovina”, *INVET*, 9(1), pp. 123-135.
- [4] Pérez Carrera, A. et al. (2007b). “Composición mineral del agua de bebida en sistemas de producción lechera (Córdoba, Argentina)”, *Revista Veterinaria México*, 38(2), pp. 153-164.
- [5] Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2014). “Arsenic bio-transference to alfalfa (*Medicago Sativa*)”, *International Journal of Environment and Health*, 7(1), pp. 1-40.
- [6] Beni, C. et al. (2011). “Use of Arsenic Contaminated Irrigation Water for Lettuce Cropping: Effects on Soil, Groundwater, and Vegetal”, *Biological trace element research*, 143(1), pp. 518-529.
- [7] Baig, J. A. et al. (2011). “Evaluation of arsenic levels in grain crops samples, irrigated by tube well and canal water”, *Food and chemical Toxicology*, 49(1), pp. 265-270.
- [8] Soro, E. M. et al. (2011). “Determinación del arsénico en grano entero, industrializado y su persistencia luego de su cocción en muestras de arroz de la provincia de Entre Ríos, Corrientes y Santa Fe”. Ponencia presentada en 1º Taller “El arsénico como factor limitante en la producción agricolaganadera”, Capital Federal, Argentina.
- [9] Decreto Nacional 831/93. Reglamentación de la Ley 24.051. Régimen de desechos peligrosos.
- [10] Bonel, J. y Ayub, G. (1983). “Método para determinar la

calidad de agua de bebida de bovinos y recomendaciones para el ganadero”, *Revista Argentina de Producción Animal* 4, pp. 45-48.

[11] Pérez Carrera, A.; Alvarez Gonçalves, C. V. y Fernández Cirelli, A. (2016). “Transferencefactors as a tool for the estimation of arsenic milk concentration”, *Environmental Science and Pollution Research* 23, pp. 16329-16335.

Remoción de compuestos fenólicos de aguas superficiales y efluentes

Érica Beiguel¹
Enrique Hughes²
Anita Zalts³
Javier Montserrat⁴



Palabras claves: Contaminantes emergentes; degradación enzimática; remediación; efluentes.

1. Introducción

En los últimos años, se ha llamado la atención sobre una serie de compuestos de origen antropogénico –ya sean residuos urbanos, efluentes industriales o agrícolas– que llegan a los cursos de agua superficiales, denominados contaminantes emergentes. Entre los residuos urbanos, un grupo muy importante son los provenientes de productos de cuidado personal, principalmente cosméticos y farmacéuticos (PPCP) [1]. Estos tipos de contaminantes no suelen estar regulados y grandes cantidades son usadas diariamente en las ciudades.

Muchos de estos compuestos presentan actividad biológica, incluso en concentraciones muy bajas, y es por este motivo que hay gran preocupación por su acumulación y remediación. Los compuestos fenólicos son un subgrupo muy importante de los contaminantes emergentes, se encuentran en una gran variedad de productos, desde envases de comida y bebida hasta plaguicidas, componentes electrónicos y PPCP. Muchos de ellos tienen demostrada su actividad biológica, pudiendo generar problemas de salud. Hay estudios que consideran que el

1 ICI-UNGS, Los Polvorines, Argentina. ebeiguel@ungs.edu.ar.

2 ICI-UNGS, Los Polvorines, Argentina.

3 ICI-UNGS, Los Polvorines, Argentina.

4 ICI-UNGS, Los Polvorines/CONICET, Argentina.

aumento de cáncer y disminución de fertilidad en humanos está relacionada con la exposición a alguno de estos compuestos con actividad estrogénicos [2, 3].

Las técnicas tradicionales empleadas en las plantas de tratamiento son habitualmente insuficientes para su remoción [4, 5] siendo necesario emplear técnicas de oxidación avanzadas alternativas [6], más costosas y que presentan una gran sensibilidad a las condiciones de trabajo. Las técnicas microbiológicas requieren trabajar con una gran variedad de cultivos bacterianos en condiciones controladas y con mantenimiento continuo.

Este trabajo propone usar una técnica en dos etapas para la remoción y degradación de contaminantes orgánicos (nonilfenol, bisfenol A, triclosan, etc.) de sistemas acuosos. Primero, la utilización de un material plástico poroso absorbente, para una rápida remoción de compuestos orgánicos con una cierta hidrofobicidad. En una segunda etapa se procede a la degradación enzimática [7] de los compuestos fenólicos utilizando tejido vegetal como fuente de enzima [8] y H_2O_2 .

2. Metodología

2.1. Obtención material absorbente

El material absorbente se obtuvo por disolución de film de polietileno agrícola en una mezcla de aceite vegetal y biodiesel a alta temperatura. Su posterior extrusión por gravedad permite su obtención en forma de hilos, denominado pPE(+). El protocolo utilizado es el presentado por Flores *et al.* [9]

2.2. Cinéticas de absorción de compuestos fenólicos en hilos de material poroso pPE(+)

Se realizó la cinética de absorción para cada fenol (ver tabla 1) determinando la concentración del mismo a lo largo del tiempo por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). En un sistema cerrado en agitación constante se pusieron en contacto 150 mL de solución de fenol con hilos pPE(+). Se tomaron 2 mL de la solución sobrenadante a distintos tiempos. Las muestras se centrifugaron a 7000 rpm durante 10 minutos. Luego se analizaron por HPLC, con un método de gradiente de solventes, buffer fosfato 5 mM pH 3 y acetonitrilo como solventes de elución. Se trabajaron por separado soluciones de los distintos fenoles con dos proporciones de material poroso: 7,75 g de

hilos pPE(+); y una relación masa fenol/masa hilos constante. En la tabla 1 se detallan las condiciones experimentales para cada compuesto.

Compuesto	C ₀ /mM	pPE(+)/g	t _{1/2} (min)	% absorbido	Log K _{ow}
4-Clorofenol	10	7,75	11,20	67,60	2,39
Paracetamol	10	7,50	-	-	0,46
Bisfenol A	0,50	7,75 0,70	16,9 87,90	83,60 39,40	3,32
4-Nonilfenol	3*	7,75 2,40	7,40 16,10	88,90 80,80	(5,92)
5-Aminonaftol	0,90	7,75 1	11,40 64,80	68,60 38	(2,30)
1-Naftol	1,15	7,75 1,05	4,40 17,20	93,90 75,10	2,85
Ácido 1-hi-droxi-naftoico	1,2	7,75 1,50	5,90 18,20	97,30 75,10	3,42
Guayacol	13	10,51	10,10	34,50	1,34
Metilparabeno	10	10	15,20	44,30	2
Triclosan	1*	7,75 2	5,50 11,80	96 84,80	4,80

*Solubilizados en Metanol: Agua.

Tabla 1. Condiciones experimentales y resultados para la absorción en hilos pPE(+) de los fenoles analizados.

2.3. Cinéticas de degradación enzimática utilizando tejido de rabanito común como fuente de peroxidasa

Se analizó la posibilidad de usar rabanito común como fuente de peroxidasa. Se determinó la cinética de desaparición de los distintos fenoles en presencia de H₂O₂ y tejido de rabanito. La raíz del rabanito es pelada y lavada con agua destilada; se conserva en freezer (-18°C) hasta su uso, y es cortado en rodajas 0,5 cm de lado como máximo. Las condiciones experimentales para cada fenol se resumen en la tabla 2. Se trabajó con dos concentraciones de H₂O₂ iniciales, 10 y 100 mM. Se utilizaron 10 g de rabanito cortado como fuente de peroxidasa. Todas las soluciones de fenol se prepararon en buffer 50 mM a pH 7. Se tomó 1 mL de muestra del sobrenadante. Para detener

la actividad enzimática se diluyeron las muestras con 1 mL de H_2SO_4 1M y se llevaron a 70 °C durante 3 min. Las muestras fueron analizadas por HPLC con gradiente de solventes, buffer fosfato 5 mM pH 3 y acetonitrilo.

3. Resultados

3.1. Cinéticas de absorción de compuestos fenólicos en hilos de material poroso pPE(+)

En la tabla 1 se resumen los resultados cinéticos obtenidos para cada compuesto ensayado. Si se comparan el porcentaje de los compuestos fenólicos absorbidos con sus valores de $\log k_{ow}$ se puede observar que existe una correlación entre ambas magnitudes. En la figura 1 se muestran las curvas de concentración obtenidas para el 1-naftol. Para los demás fenoles ensayados se obtuvieron curvas similares. En todos los casos se observa una cinética de absorción de primer orden.

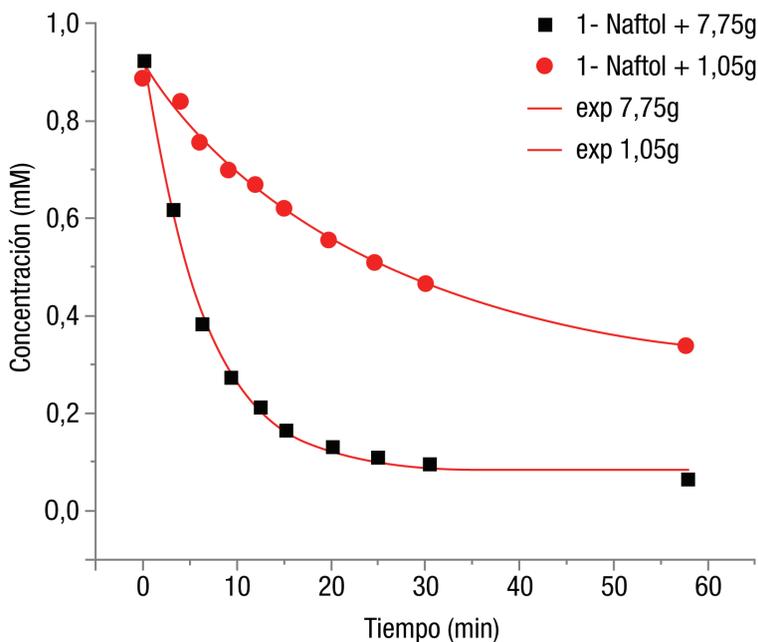


Figura 1. Cinética de absorción de 1-naftol sobre hilos pPE(+). Fuente: Elaboración propia.

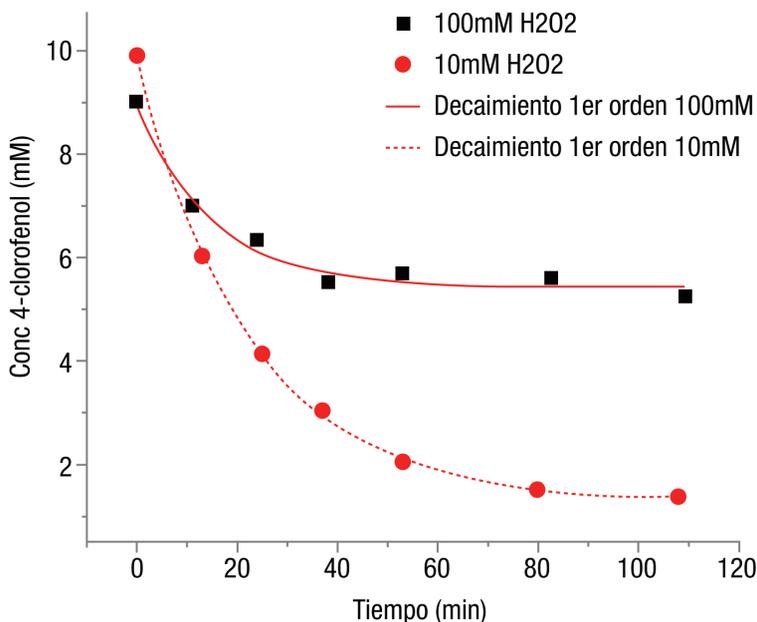


Figura 2. Cinética de degradación de 4-clorofenol en presencia de rabanito y peróxido de hidrógeno a pH 7. Fuente: Elaboración propia.

3.2. Cinéticas de degradación enzimática utilizando tejido de rabanito común como fuente de peroxidasa

En la figura 2 se observan las curvas obtenidas para la desaparición de 4-clorofenol en presencia del tejido de rabanito y del peróxido de hidrógeno. En la misma puede verse que la degradación se ajusta a la cinética de primer orden; obteniéndose resultados similares para los demás fenoles. Los valores obtenidos de tiempo de vida media y los porcentajes de degradación se detallan en la tabla 2.

Para determinar que la desaparición del analito no se debe mayoritariamente a procesos adsorptivos en el tejido vegetal, se realizaron blancos de tejido vegetal, en ausencia de H₂O₂ obteniéndose en todos los casos una disminución menor al 30%. Si bien la bibliografía sobre la utilización de peroxidasas en estrategias degradativas, habitualmente utiliza esta enzima purificada o en extractos concentrados (por ejemplo Wagner y Nicell [8]), existen muy pocos ejemplos donde se utilicen tejidos vegetales intactos como fuente enzimática.

Compuesto	C ₀ /mM	[H ₂ O ₂]/mM	T ½ (min)	Degr	% [#]	R ²
4-clorofenol	10	10	100	15,5	10,3	89,1 51,3 0,999 0,98
Paracetamol	10	10	100	4,1	12	70 >99,9 0,985 0,984
Bisfenol A	0,5	10	100	3,6	4,1	>99,9 >99,9 0,985 0,989
1-naftol	1,15	10	100	10,2	16,7	>99,9 >99,9 0,996 0,997
5-amino-1-naftol	0,9	10	100	<5	<5	>99,9 >99,9 NA NA
4-nonilfenol	3'	10	100	14	13	73,4 73,4 0,98 0,94
Metilparabeno	0,5	10	100	NR	NR	NR NR NR NR
Triclosan	1'	10	100	NR	NR	NR NR NR NR

*Solubilizados en Metanol: Agua - NA: No Calculado - NR: No Reacciona.

Tabla 2. Condiciones experimentales y resultados de la degradación enzimática para los fenoles analizados.

4. Conclusiones

El material poroso en forma de hilos con fase aceite: biodiesel retenida (pPE(+)) presenta una buena capacidad de absorción para los compuestos ensayados, mostrando una buena concordancia entre el log kow (constante de partición entre octanol/agua) y el porcentaje de fenol absorbido. En el caso del paracetamol, no se observó remoción (kow < 1), indicando que los compuestos que pueden ser removidos con este material tienen que tener una hidrofobicidad mayor. Se demostró que el uso del tejido vegetal de rabanito como fuente de peroxidasa para la degradación de soluciones fenólicas es efectivo. La falta de pasos de purificación de la enzima simplifica notablemente el tratamiento degradativo.

Con estas experiencias se pudo ver que el uso de hilos pPE(+) es efectivo para remover compuestos fenólicos de sistemas acuosos y que la peroxidasa presente en el tejido del rabanito común muestra potencial para la degradación de los mismos. Es necesario trabajar en la posibilidad de degradar los fenoles ya absorbidos en la fase orgánica retenida en los hilos.

Bibliografía

- [1] Rahman, M. F.; Yanful, E. K. y Jasim, S. Y. (2009). "Occurrence of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals in the aquatic environment and their removal from drinking water: Challenges in the context of the developing world", *Desalination* 248, pp. 578-585.
- [2] Latini, G. *et al.* (2010). "Endocrine disruptors and human health", *Mini-Reviews in Medicinal Chemistry* 10, pp. 846-855.
- [3] Maffini, M. *et al.* (2006). "Endocrine disruptors and reproductive health: the case of bisphenol-A", *Molecular and cellular endocrinology*, v. 254-255, pp. 179-186.
- [4] Wang, J. y Wang, S. (2016). "Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review", *Journal of Environmental Management* 182, pp. 620-640.
- [5] Xuemin, L. V. *et al.* (2016). "Occurrence and removal of phenolic endocrine disrupting chemical in the water treatment processes", *Scientific reports* 6, art 22860.
- [6] Klavarioti, M.; Mantzavinos, D. y Kassinos, D. (2009). "Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes", *Environmental international* 35, pp. 402-417.
- [7] Tarr, M. (2003). *Environmental Science and Pollution Control Series: Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants*. 1ª ed. New York, Marcel Dekker, Inc.
- [8] Wagner, M. y Nicell, J. (2002). "Detoxification of phenolic solutions with horseradish peroxidase and hydrogen peroxide" *Water Research* 36, pp. 4041-4052.
- [9] Flores, P.; Zalts, A. y Montserrat, J. (2016). "Utilización de polietileno poroso en aplicaciones ambientales", en Candal, R. *et al.* (eds.): *Book of Abstracts Environmental Biotechnology and Engineering – 2016*. Mexico DF, Ed. Cinvestav.

Caracterización del uso de hábitat de juveniles de *Mugil cephalus* en la costa mediterránea valenciana (España) mediante la microquímica del otolito¹



Roberta Callicó Fortunato²
Vicent Benedito Durà³
Alejandra Volpedo⁴

Palabras clave: Mugilidae; hábitat; otolito sagitta; relaciones Sr-Ba/Ca.

1. Introducción

El estudio de selección de hábitat y áreas de cría en peces diádromos es muy importante, no solo para conocer la biología de las especies, sino también para generar manejos apropiados de estas áreas preferidas por los individuos [1, 2].

Mugil cephalus es la especie más cosmopolita de la familia Mugilidae y posee un importante valor económico [3]. Se ha observado que esta especie eurihalina desova en aguas abiertas [4] y luego sus larvas migran desde el mar hacia zonas estuarinas o de agua dulce, donde se desarrollan hasta alcanzar la madurez sexual [3].

En la Comunidad Valenciana muchos de los humedales utilizados por *M. cephalus* en su etapa de maduración

1 Los autores agradecen a CONICET (PIP 112-20120100543CO), Universidad de Buenos Aires (UBACYT 20020150100052BA) y ANPCyT (PICT 2015-1823) por el financiamiento.

2 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-CONICET-UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA/CONICET, Argentina. roberta_cal@yahoo.com.ar.

3 Departament D'Enginyeria Hidràulica i Medi Ambient, Universitat Politècnica de València, España. vibedu@hma.upv.es.

4 Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-CONICET-UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA/CONICET, Argentina. avolpedo@gmail.com.

son parques naturales protegidos. Por esto resulta de gran relevancia su caracterización y estudio para garantizar que su conservación sea apropiada para el uso de la especie.

Por esto, se plantea el objetivo de identificar y caracterizar hábitats utilizados por juveniles de *Mugil cephalus* en la Comunidad Valenciana, mediante el estudio de la microquímica del otolito *sagitta*.

2. Materiales y métodos

Juveniles de *Mugil cephalus* (n=48) se obtuvieron de capturas artesanales con redes agallaras en dos áreas humedales protegidos de la Comunidad Valenciana: El Parque Natural de l'Albufera de Valencia (AV) (n=24), y el Parque Natural Salinas de Santa Pola (SP) (n=24) (figura 1). Se registró el largo total (LT) en mm y se extrajeron los otolitos *sagitta*. Se seleccionaron individuos juveniles de LT entre 250 y 350 mm. Los otolitos derechos fueron digeridos con ácido nítrico al 10% durante 24 h para obtener soluciones que se utilizaron luego en los análisis. Concentraciones de Sr y Ba se determinaron mediante espectrometría de emisión atómica por acoplamiento de plasma (ICP-OES, Perkin-Elmer® Optima 2000 DV). Las concentraciones de Ca se obtuvieron mediante el método volumétrico de titulación con ácido etilendiaminotetraacético (EDTA) [5]. Todas las medidas se realizaron por triplicado. Finalmente, se calcularon las relaciones elemento:Ca para posteriores comparaciones entre sitios estudiados.

Además, se colectó una muestra de agua de 500 ml en cada área de muestreo. Las mismas se acidificaron con ácido nítrico (2 ml/litro de agua) [5] y se colocaron a 4 °C para su posterior análisis. Las concentraciones de Sr, Ba y Ca en agua se determinaron como fue descrito previamente.

Luego de verificar los supuestos de normalidad y homocedasticidad, se realizó un análisis de la covarianza (ANCOVA) para determinar el efecto de la talla de los peces en relación a los índices morfométricos calculados. Se observó un efecto de talla en las variables morfométricas (ANCOVA análisis: $p < 0,01$), por lo que dichas variables fueron corregidas substrayendo la pendiente común (b) del ANCOVA [6, 8], removiendo de manera exitosa la correlación significativa con la longitud de los peces. Las constantes utilizadas fueron Sr/Ca, $b=0,00086$; y Ba/Ca, $b=0,00024$. Las relaciones de Elemento:Ca fueron comparadas mediante un

test de t y un MANOVA con comparaciones múltiples de Hotelling (T^2), utilizando simultáneamente las variables microquímicas a fin de analizar posibles diferencias entre las áreas de estudio.



Figura 1. Localización de las áreas de estudio en la costa de la Comunidad Valenciana, España (estrellas rojas). Fuente: Elaboración propia.

3. Resultados

Ambas variables microquímicas analizadas presentaron una distribución normal y una homogeneidad de varianza (Shapiro–Wilk, $p > 0,05$; Levene, $p > 0,05$). Se observaron diferencias significativas entre las relaciones estudiadas entre los dos humedales de estudio (Sr/Ca: $T=3,47$, $p < 0,001$; Ba/Ca: $T=-5,52$, $p < 0,001$). Los individuos de AV tuvieron valores menores de Sr/Ca y mayores de Ba/Ca que los de SP (figura 2).

Cuando se analizaron simultáneamente las variables microquímicas, las localidades estudiadas difirieron significativamente (Prueba de Hotelling $T^2 < 0,001$).

La química del agua también reflejó diferencias entre las áreas estudiadas, ya que el Parque Natural Salinas de Santa Pola presentó valores mayores de Sr/Ca, pero menores de Ba/Ca en sus aguas que el Parque Natural de l'Albufera (Sr/Ca=12,65 y 9,63 mmol/mol; Ba/Ca=0,05 y 0,33 mmol/mol, respectivamente).

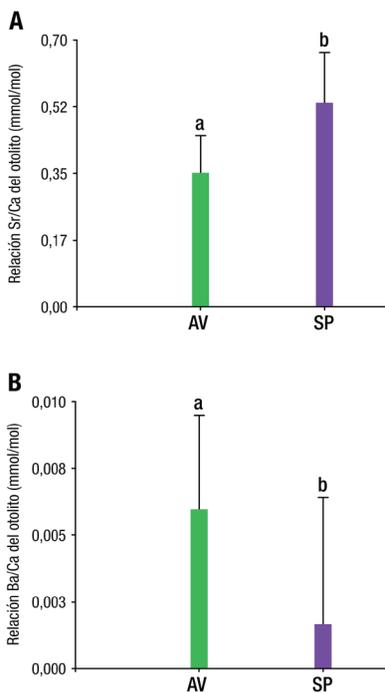


Figura 2. Relaciones Sr/Ca y Ba/Ca en otolitos de individuos de *Mugil cephalus* de los dos humedales estudiados: El Parque Natural de l'Albufera de Valencia (AV) y el Parque Natural Salinas de Santa Pola (SP). Fuente: Elaboración propia.

4. Discusión

La concentración de los elementos químicos en el otolito se encuentra íntimamente relacionada a la composición química del agua por la que los peces se desplazan [9, 10] y los elementos depositados representan un registro permanente de las condiciones ambientales experimentadas por los peces en un momento determinado [11]. Diversos autores han observado para *Mugil cephalus* que las relaciones de Sr/Ca y Ba/Ca se

encuentran fuertemente asociadas a ambientes con diferentes salinidad (estuarino, marino o de agua dulce) [12, 14]. Los resultados muestran altos valores de la relación Ba/Ca en los otolitos de los especímenes recolectados en AV, pudiendo esto asociarse a la baja salinidad presente en el lago del parque (de alrededor de 1,5 UPS) [15]. Asimismo, los individuos obtenidos en SP mostraron un patrón inverso relativo a esta relación, asociado con las características del agua en esta área protegida ya que presenta alta salinidad (37,3 UPS (*com pers*)).

El uso de marcas químicas para diferenciar hábitats juveniles requiere que la composición elemental del agua de las áreas presente marcadas diferencias que puedan observarse en el otolito de los peces que las habitan [16]. Nuestros resultados evidencian que las áreas estudiadas presentaron diferencias ambientales en la composición elemental de sus aguas, reflejándose en las relaciones microquímicas observadas en el otolito de los peces. Asimismo, se observa una alta plasticidad en los individuos de *Mugil cephalus*, debido a su condición eurihalina, en habitar ambientes de variada salinidad, pudiendo asociarse esta condición a características ambientales y/o tróficas.

Ambas áreas de estudio representan áreas protegidas y humedales de gran importancia en la costa mediterránea española. El relevamiento de sus aguas resulta de interés primordial para la conservación y el desarrollo de diversas especies ícticas, siendo *Mugil cephalus* una de las especies más relevantes. Asimismo, estos humedales proveen agua para diferentes usos (riego, consumo animal y humano) a las áreas circundantes. Por esto, el apropiado manejo de estas áreas es esencial no solo para las especies que las habitan, sino para garantizar la calidad en la producción de cultivos de consumo humano.

Bibliografía

- [1] Beck, M. W. *et al.* (2001). "The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates," *Bioscience*, v. 51, n. 8, pp. 633-641.
- [2] Payne Wynne, M. L.; Wilson, K. A. y Limburg, K. E. (2015). "Retrospective examination of habitat use by blueback herring (*Alosa aestivalis*) using otolith microchemical methods", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72, pp. 1073-1086.
- [3] Whitfield, A. K.; Panfili, J. y Durand, J.-D. (2012). "A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex", *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 22, n. 3. pp. 641-681.
- [4] Chang, C. W. y Lizuka, Y. (2012). "Estuarine use and movement patterns of seven sympatric Mugilidae fishes: The Tatu Creek estuary, central western Taiwan", *Estuarine and Coastal Shelf Science*, v. 106, n. 106, pp. 121-126.
- [5] American Public Health Association (APHA) (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19^o ed. Washington DC, APHA.
- [6] Campana, S. E. *et al.* (2000). "Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks" *Fisheries Research* 46, pp. 343-357.
- [7] Galley, E. A.; Wright, P. J. y Gibb, F. M. (2006). "Combined methods of otolith shape analysis improve identification of spawning areas of Atlantic cod", *ICES Journal of Marine Science*, v. 63, n. 9, Nov., pp. 1710-1717.
- [8] Burke, N.; Brophy, D. y King, P. A. (2008). "Otolith shape analysis : its application for discriminating between stocks of Irish Sea and Celtic Sea herring (*Clupea harengus*) in the Irish Sea", *ICES Journal of Marine Science* 65, pp. 1670-1675.

[9] **Campana, S. E.** (1999). "Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications", *Marine Ecology Progress Series* 188, pp. 263-297.

[10] **Sturrock, A. et al.** (2012). "Can otolith elemental chemistry retrospectively track migrations in fully marine fishes?", *Journal of Fish Biology*, v. 81, n. 2, Jul., pp. 766-795.

[11] **Campana, S. E. y Thorrold, S. R.** (2001). "Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations?", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 58, n. 1, pp. 30-38.

[12] **Chang, C. et al.** (2004). "Relationship between Sr:Ca Ratios in Otoliths of Grey Mullet *Mugil cephalus* and Ambient Salinity: Validation, Mechanisms, and Applications", *Zoological Studies* 43, pp. 74-85.

[13] **Górski, K.; De Gruijter, C. y Tana, R.** (2015). "Variation in habitat use along the freshwater-marine continuum by grey mullet *Mugil cephalus* at the southern limits of its distribution", *Journal of Fish Biology* 87, pp. 1059-1071.

[14] **Wang, C. H.** (2015). "Otolith elemental ratios of flathead mullet *Mugil cephalus* in Taiwanese waters reveal variable patterns of habitat use", *Estuarine and Coastal Shelf Science* 151, pp. 124-130.

[15] **Confederación Hidrológica Júcar** (2016). *Fichas de red de control físicoquímico*, disponible en <http://www.chj.es/es-es/medioambiente/albufera/Paginas/Mapafichasfisicoqu%C3%ADmico.aspx> (accedido en octubre de 2016).

[16] **Brown, J. A.** (2006). "Classification of juvenile flatfishes to estuarine and coastal habitats based on the elemental composition of otoliths", *Estuarine and Coastal Shelf Science* 66, pp. 594-611.

Degradación del plaguicida imazalil acoplando técnicas avanzadas de oxidación y tratamientos biológicos

Federico Ariganello¹
Elsa López Loveira²
Roberto Candal³
Gustavo Curutchet⁴



Palabras clave: Bioproceso; foto-Fenton; imazalil; tratamiento acoplado.

1. Introducción

El imazalil (IMZ) es uno de los fungicidas poscosecha más ampliamente utilizado para controlar una gran cantidad de hongos que atacan frutas, vegetales y plantas ornamentales [1, 2]. Pertenece al grupo de los imidazoles y su fórmula química es (RS)-1-(β-aliloxi-2,4-diclorofeniletil)imidazol. Este fungicida está clasificado como probable carcinógeno por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA, 1999). Es moderadamente soluble en agua (1400 mg.l⁻¹) y muy soluble en solventes orgánicos. Es estable a temperatura ambiente y altamente persistente en suelos, con una vida media reportada de 120-190 días, por lo tanto es esencial el tratamiento previo a su descarga en los cursos de agua naturales [1].

Los tratamientos convencionales en general no son efectivos con efluentes que contienen compuestos recalcitrantes debido a la toxicidad o poca biodegradabilidad de los mismos. Por lo tanto, es necesario utilizar algún tipo de pretratamiento para transformar al contaminante en intermediarios con mayor biodegradabilidad [3]. Una alternativa son las técnicas avanzadas de

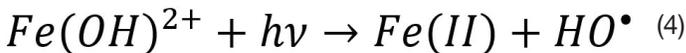
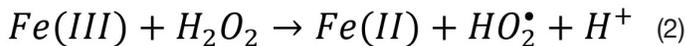
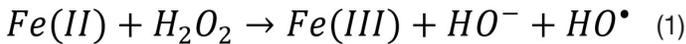
1 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.
fariganello@gmail.com.

2 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.

3 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.

4 Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, UNSAM, Argentina.

oxidación (TAO), basadas en la generación del radical hidroxilo (OH·), el cual es capaz de oxidar completamente contaminantes muy poco reactivos y reacciona de forma no selectiva con los compuestos orgánicos [4]. En este trabajo, se utilizó un proceso foto-Fenton, donde estos radicales son generados por la descomposición del peróxido de hidrógeno en presencia de Fe(II) según la reacción (1).



La velocidad de este proceso está limitada por la regeneración del Fe(II), necesario para continuar el ciclo (2), sin embargo puede incrementarse mediante la iluminación con luz solar o artificial (3 y 4).

La principal desventaja de las TAO es el costo operacional (consumo de luz y reactivos químicos). Sin embargo, pueden ser utilizadas como pretratamiento al acoplarlas a un proceso biológico. Al combinar una oxidación química con una biológica, es necesario ajustar el tiempo de tratamiento químico para obtener un efluente lo suficientemente biodegradable como para continuar en la siguiente etapa de biooxidación [5].

2. Objetivos

El propósito de este trabajo es realizar el tratamiento de un efluente que contiene el fungicida imazalil, mediante la combinación de un tratamiento avanzado de oxidación foto-Fenton y sistemas biológicos.

3. Metodología

El consorcio bacteriano utilizado durante este trabajo fue obtenido a partir de barros provenientes de una planta de

empaquetamiento de una industria frutihortícola de Río Negro. Estos microorganismos se cultivaron en un medio líquido, rico en presencia del plaguicida IMZ como presión selectiva, realizando luego subcultivos sucesivos hasta alcanzar una concentración máxima de 500 mg.l^{-1} de IMZ. A partir de este consorcio resistente al IMZ, se repitió el mismo procedimiento usando una solución de IMZ preoxidada mediante el proceso foto-Fenton para obtener un consorcio resistente a productos de fotocatalisis.

Se trataron soluciones de Xedrel 50[®] con una concentración de 500 mg.l^{-1} de IMZ (principio activo) por medio de un proceso foto-Fenton. Se utilizó $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ($0,15 \text{ mM}$) y distintas concentraciones de H_2O_2 agregadas en una o varias dosis (9 mM , 3 dosis de 3 mM ($3 \times 3 \text{ mM}$), 27 mM , $3 \times 9 \text{ mM}$, 36 mM , 40 mM , 54 mM , $3 \times 18 \text{ mM}$ y 80 mM) en medio ácido ($\text{pH } 3$). El tratamiento se realizó en un sistema *batch* agitado de 250 ml , a una temperatura constante de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. El sistema fue iluminado desde arriba con una lámpara de luz negra UVA de 20 W . El recipiente se cubrió con papel aluminio para concentrar la radiación recibida en la solución.

Periódicamente se midieron la temperatura y el pH, y se tomaron muestras para medir H_2O_2 (método colorimétrico con metavanadato de sodio), carbono orgánico total (COT) en un analizador *TOC-L Shimadzu* e IMZ por HPLC en un equipo *Shimadzu*. Se utilizó sulfito de sodio o acetonitrilo para detener la reacción al realizar el muestreo para medir COT e IMZ, respectivamente. Para poderlo acoplar a un sistema biológico se continuó el ensayo hasta observar la desaparición de H_2O_2 (ya que resulta tóxica para los microorganismos). Al finalizar el proceso se midió la DQO de cada sistema mediante un método colorimétrico con dicromato de potasio.

Luego de los distintos tratamientos foto-Fenton, 50 ml de cada una de las soluciones fueron acopladas a un sistema biológico. Estas fueron suplementadas con micronutrientes inorgánicos ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 2 g.l^{-1} , K_2HPO_4 1 g.l^{-1} , MgSO_4 $0,1 \text{ g.l}^{-1}$ y CaCl_2 $0,01 \text{ g.l}^{-1}$), se ajustó el pH a 7 y luego se inocularon con 1 ml del consorcio bacteriano adaptado a los productos intermediarios. Los cultivos se realizaron por duplicado y fueron mantenidos en agitación (130 rpm) a temperatura y pH constantes, 25 y $7 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente. Periódicamente se tomaron muestras para medir la evolución de la concentración de COT. Al finalizar el tratamiento, se midió la DQO de cada sistema.

4. Resultados y discusión

Se logró aislar un consorcio de microorganismos resistentes a una alta concentración de IMZ (el cual no se ve afectado por el agregado de IMZ) y, a partir de este, un consorcio resistente a los intermediarios generados por el tratamiento foto-Fenton.

En la figura 1A se muestra la evolución en el tiempo de la concentración de IMZ durante el tratamiento foto-Fenton de muestras con el plaguicida comercial Xedrel 50® (500 mg.l⁻¹ IMZ) y distintas concentraciones iniciales de H₂O₂. Para todos los sistemas, el IMZ se degrada casi totalmente luego de 4 horas de tratamiento.

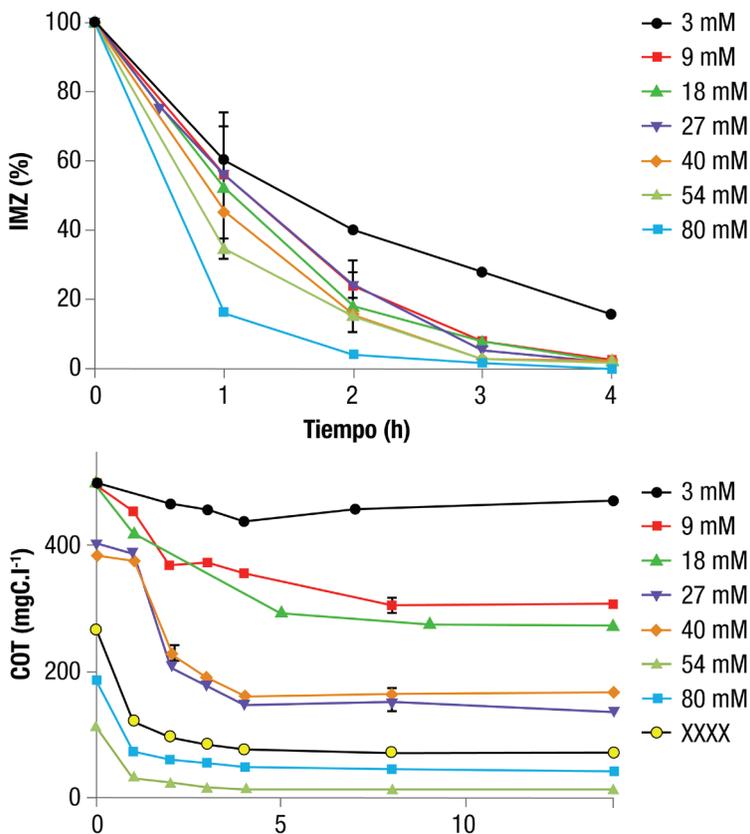


Figura 1 (A). Evolución de la concentración de IMZ durante el tratamiento foto-Fenton de solución de 500 mg.l⁻¹ de IMZ con distintas concentraciones de H₂O₂; (B). Aporte del tratamiento foto-Fenton y biológico a la degradación total (COT). Concentraciones de H₂O₂ utilizadas: 0 mM (●), 9 mM (▲), 3 x 3 mM (■), 27 mM (▼), 3 x 9 mM (◆), 54 mM (○), 3 x 18 mM (□) y 80 mM (Δ). Elaboración propia.

Al aumentar la concentración de H_2O_2 utilizada durante el proceso foto-Fenton se observó una disminución de la DQO y del COT cada vez mayor (datos no mostrados). La administración de H_2O_2 en varias dosis incrementó la eficiencia del proceso, observándose una mayor mineralización y oxidación que incorporando la misma cantidad de H_2O_2 en una sola dosis. Esto fue reportado por distintos investigadores y puede deberse al secuestro de radicales hidroxilo por el peróxido de hidrógeno al agregar una alta dosis inicial de H_2O_2 [6].

Se acopló un tratamiento biológico a estas soluciones para mejorar el grado de oxidación de las soluciones del plaguicida. Se observó que a medida que aumenta la concentración de H_2O_2 utilizada durante el proceso de oxidación avanzada, se alcanzan niveles de COT menores en el tratamiento biológico (figura 1B). Esto se debe a que se obtienen productos intermedios de tratamiento con mayor biodegradabilidad que el compuesto original, y por lo tanto más fácilmente asimilables por el consorcio bacteriano.

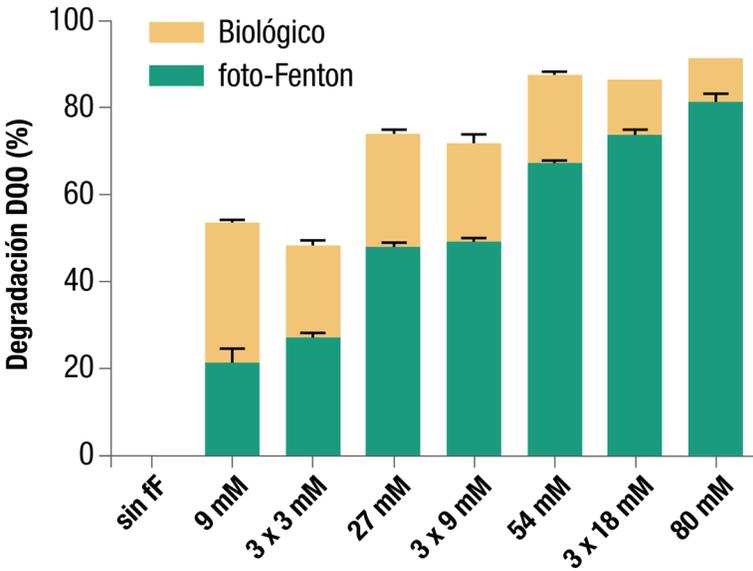


Figura 2. Aporte del tratamiento foto-Fenton y biológico a la degradación total (DQO). Elaboración propia.

El aporte del proceso biológico a la degradación disminuye al aumentar la dosis del H_2O_2 , ya que la solución inicial contiene

sustratos más oxidados y, por lo tanto, una fuente de carbono más pobre en energía para los microorganismos. En cuanto al proceso combinado, se observa que el porcentaje de degradación del COT y de la DQO aumenta al incrementar la cantidad de H_2O_2 utilizada durante el tratamiento foto-Fenton (figura 2).

Los valores de DQO alcanzados permiten la descarga a cloaca del efluente obtenido para todos los sistemas, descarga a suelos para los sistemas con una concentración de H_2O_2 de 27 mM o mayor e, incluso, descarga a ríos en los sistemas tratados con una concentración de H_2O_2 igual o mayor a 54 mM (ACUMAR, Resolución N° 001/2007).

5. Conclusiones

Se logró obtener un cultivo de microorganismos resistentes a altas concentraciones del plaguicida IMZ (500 mg.l⁻¹).

El tratamiento foto-Fenton elimina completamente el IMZ y genera intermediarios de oxidación con mayor biodegradabilidad. La oxidación del plaguicida comercial durante este proceso fue parcial, por lo que se decidió acoplarlo a un sistema biológico para continuar oxidándolo.

Se optimizó la dosificación de H_2O_2 durante el tratamiento foto-Fenton, que permite una eficiente degradación biológica minimizando los costos. Durante el tratamiento acoplado se alcanzaron valores de DQO que permiten la descarga del efluente a cloaca según la normativa provincial vigente, o la descarga a suelos y ríos utilizando dosis mayores de H_2O_2 . El proceso acoplado muestra un gran potencial para el tratamiento de efluentes líquidos conteniendo IMZ de la industria frutihortícola.

Bibliografía

[1] Hazime, R. *et al.* (2012). "Photocatalytic degradation of imazalil in an aqueous suspension of TiO₂ and influence of alcohols on the degradation", *Applied Catalysis B: Environmental* 126, Sep., pp. 90-99.

[2] Vass, A.; Korpics, E. y Dernovics, M. (2015). "Follow-up of the fate of imazalil from post-harvest lemon surface treatment to a baking experiment", *Food Additives & Contaminants: Part A*, v. 32, n. 11, Oct., pp. 1875-1884.

[3] Dunia, E. *et al.* (2015). "Treatment of wastewater containing imazalil by means of Fenton-based processes", *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 30, Jul., pp. 1-13.

[4] Malato, S. *et al.* (2009). "Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends", *Catalysis Today*, v. 147, n. 1, Sep., pp. 1-59.

[5] Ballesteros Martín, M. M. *et al.* (2010). "A comparative study of different test for biodegradability enhancement determination during AOP treatment of recalcitrant toxic aqueous solutions", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 73, n. 6, Sep., pp. 1189-1195.

[6] Primo, O.; Rivero, M. J. y Ortiz, I. (2008). "Photo-Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates", *Journal of Hazardous Materials*, v. 153, n. 1-2, May, pp. 834-842,

Estudios cinéticos de la adsorción de arsénico del rechazo de la osmosis inversa en suelo laterítico¹

Cynthia Corroto²

Analía Iriel³

Enrique Calderón⁴

Alicia Fernández Cirelli⁵

Alejo Pérez Carrera⁶



Palabras clave: Arsénico; adsorción; laterita

1. Introducción

El arsénico (As) es un contaminante del agua subterránea, presente en diferentes áreas de la provincia de Buenos Aires. Particularmente en La Matanza, donde se emplea el proceso de ósmosis inversa para abatir la problemática que causa la presencia de As. El uso de esta tecnología lleva a un aumento de sales y contaminantes en el efluente de descarte, aunque se cumple con la legislación vigente establecido por la Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR) en la Resolución N° 46/17, que coincide con lo que expone el Decreto 674-Resolución 79.179/90 (Anexo A), instaurando el límite de As para descarga a Colectora cloacal, pluvial y cuerpo superficial en 0,5 mg/l. Si bien se han planteado diversas soluciones para resolver los inconvenientes que estas descargas causarían en un cuerpo receptor natural, aún no

1 Agradecemos a Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA S.A.), Universidad de Buenos Aires, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

2 Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA S.A.)/Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), UBA, Argentina.

3 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), UBA /Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias, Argentina.

4 Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA S.A.), Argentina.

5 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), UBA /Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias, Argentina.

6 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), UBA/Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA/CONICET), Facultad de Ciencias Veterinarias, Argentina.

se han establecido procedimientos óptimos ya que en cada caso se plantea una solución particular, siendo la acción inmediata más utilizada la dilución.

En busca de una respuesta al inconveniente se propone, en este trabajo, un proceso de adsorción en batch empleando como adsorbente “laterita”. La misma ha probado ser un material prometedor de bajo costo para altos contenidos de As en agua de bebida; de hecho, diversos autores han probado sus bondades en diferentes condiciones y con laterita de distintos lugares, alcanzando remoción de As del 98% (Thirunavukkarasu *et al.*, 2004; Maiti *et al.*, 2013; Glocheux *et al.*, 2013; Rathore *et al.*, 2016). La composición de la laterita es variable y depende fundamentalmente de las características del sitio de donde fue extraída. La misma se caracteriza por tener un alto contenido en Al_2O_3 , Fe_2O_3 y SiO_2 , por lo tanto, una considerable capacidad de adsorción de As (Maiti *et al.*, 2013).

2. Materiales

2.1. Adsorbente

El adsorbente que se utiliza en estas experiencias es la “laterita”, y proviene de la meteorización química intensiva en ambientes tropicales y subtropicales en condiciones de fuertes lluvias. Se encuentra en abundancia en varias partes del mundo (Maiti *et al.*, 2013). Es parte del típico suelo de la provincia de Misiones en el litoral argentino. Es un material altamente degradado y rico en óxidos secundarios de hierro, aluminio o ambos, pero posee bajas cantidades de cationes básicos y silicatos primarios.

2.2. Agua de rechazo de osmosis inversa

Se utilizó el efluente residual de la osmosis inversa de una planta potabilizadora que trata agua subterránea en el partido de La Matanza en la provincia de Buenos Aires, con una concentración de As de 145 $\mu\text{g/L}$, pH de 7,9 y conductividad eléctrica de 2155 $\mu\text{S/cm}$.

1) Experimento de adsorción

Las experiencias se realizaron en batch durante 24 h y por duplicado. Se puso en contacto 3 g de laterita con 500 ml de solución de As (efluente residual de la ósmosis inversa),

además se tomó la misma cantidad del sorbente y se colocó en agua desionizada para estudiar la existencia de As y/o desorción del contaminante al medio líquido. Los experimentos se llevaron a cabo a temperatura ambiente (20°C) con agitación constante (300 rpm). Las muestras se tomaron a tiempos determinados. La concentración de As se determinó en el sobrenadante. En cada muestra se centrifugó y se filtró el adsorbente con filtro de jeringa (Nylon 0,45 µm). La concentración de As retenida en la fase adsorbente se calculó a partir de:

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{W}$$

donde q_e es la cantidad de As adsorbido por unidad de masa de adsorbente en el equilibrio (mg/g), C_i es la concentración inicial y C_e es la concentración en el equilibrio en mg/L, V es el volumen (L) y W es la masa del adsorbente (g). La cinética de adsorción se determinó mediante el análisis de la concentración remanente de As en el líquido sobrenadante, luego del tiempo de agitación predeterminado.

2) Cuantificación del arsénico

El análisis de As se realizó mediante la técnica de ICP-OES (Inductively coupled plasma-optic emission spectroscopy). El equipo que se utilizó es un espectrofotómetro Perkin Elmer Optima 2000 DV. Este es un plasma secuencial con generador de radio frecuencia de estado sólido y detector múltiple CCD. Posee generador de hidruros para poder cuantificar los metaloides que forman hidruros volátiles. La longitud de onda que se utilizó para cuantificar los elementos de acuerdo con la experiencia de manejo del equipo fue de entre 189 y 194 nm. El equipo se calibró utilizando una solución patrón Perkin Elmer Pure Plus (Instrument Calibration Standard 2, N° 9301721).

3. Resultados y discusiones

3.1. Estudio cinético

En la figura 1 se puede observar que el contenido de As disminuye en un 40% aproximadamente durante las primeras 24 horas.

Los datos se ajustaron a los modelos más utilizados de pseudo-primer orden y el pseudo-segundo orden, para poder obtener los parámetros cinéticos del proceso de adsorción. La ecuación de velocidad linealizada de pseudo-primer orden se da como:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{K_{ad} t}{2,303}$$

donde q_t (mg/g) es la cantidad de As adsorbida por unidad de masa de adsorbente en el tiempo t , q_e (mg/g) es la cantidad de As adsorbida por unidad de masa de adsorbente en el equilibrio, K_{ad} (1/min) es la constante de velocidad del proceso de adsorción de pseudo-primer orden.

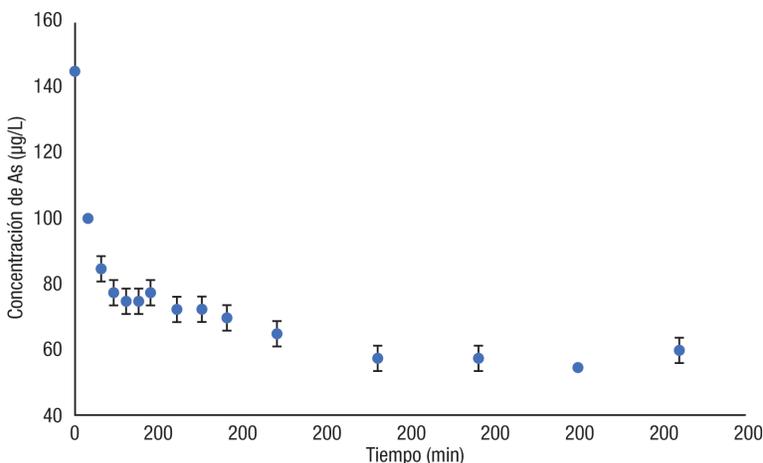


Figura 1. Concentración de As en µg/L en función del tiempo de contacto con la laterita. Fuente: Elaboración propia.

La cinética de pseudo-segundo orden se describe de la siguiente manera:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{Kq_e^2} + \frac{1}{q_e}t$$

donde K es la constante de velocidad de adsorción de pseudo-segundo orden [g/(mg.min)].

Pseudo-primer orden	K_{ad} (1/min) 0,003	q_e (mg/g) 0,0055	R^2 0,84
Pseudo-segundo orden	K [g/(mg.min)] 1,66	q_e (mg/g) 0,0148	R^2 0,99

Tabla 1. Parámetro cinético de la adsorción de As en el suelo laterítico.

Los resultados presentados en la tabla 1 muestran que el modelo de pseudo-segundo orden fue el que mejor se ajustó a los datos experimentales, ya que el q_e teórico (0,0148 mg/g) resulto similar al q_e experimental (0,0146 mg/g). Además, el coeficiente de determinación se aproximó a la unidad.

4. Conclusiones

En este estudio se analizó la posibilidad de utilizar la laterita como un adsorbente de bajo costo para remover el As del efluente de la ósmosis inversa. En este sentido, se observó que la máxima adsorción de As sucedió a los 480 minutos y siguió una cinética de pseudo-segundo orden. Se conoce también que son necesarios estudios adicionales con el fin de completar la caracterización fisicoquímica del proceso de adsorción de las soluciones concentradas.

Bibliografía

Disposición 79.179/90. Disposiciones instrumentales para la aplicación del Decreto N°674/89 reglamentario de los artículos 31°, 32° y 34° de la Ley N° 13.577, modificada por la Ley N° 20.324, Anexo A.

Glocheux, Y. et al. (2013). "Removal of arsenic from groundwater by adsorption onto an acidified laterite by-product", *Chemical Engineering Journal* 228, pp. 565-574.

Maiti, A. et al. (2013). "Comparison of treated laterite as arsenic adsorbent from different locations and performance of best filter under field conditions", *Journal of Hazardous Materials* 262, pp. 1176-1186.

Rathore, V. K.; Dohare, D. K. y Mondal, P. (2016). "Competitive adsorption between arsenic and fluoride from binary mixture on chemically treated laterite", *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4, pp. 2417-2430.

Resolución N° 46/17, Anexo I. Acumar.

Thirunavukkarasu, O. S.; Viraraghavan, T. y Subramanian, K. S. (2004). "Arsenic removal from drinking water using iron oxide coated sand", *Water, Air and Soil Pollution* 142, pp. 95-111.

Dinámica e impacto de la eutrofización por aportes urbanos en las cuencas hídricas y zona costera de la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego¹

Soledad Diodato²

Laura Comoglio³

Alicia Moretto⁴

Jorge Marcovecchio⁵



Palabras clave: Efluentes urbanos; Ushuaia; efecto antrópico; calidad de agua.

1. Introducción

La ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina ($54^{\circ}48'26''S$ $68^{\circ}18'16''O$), se ha desarrollado sobre las zonas costeras lindantes a las Bahías Ushuaia, Encerrada y Golondrina, siendo la población actual cercana a los 57.000 habitantes (datos del censo 2010). Es un sistema costero que recibe descargas de variadas fuentes, tales como efluentes domésticos e industriales, sustancias que se liberan en los ríos aguas arriba de las zonas costeras, y que tiene un serio problema de infraestructura de servicios relativo a la eliminación de agua de bocas de tormenta y a la ausencia de tratamiento de efluentes domésticos. Esto convierte a la línea costera en el destino final de estos residuos,

1 Se agradece a Yamila Nohra, Carolina Camilion y Oscar Amin, por su colaboración en las tareas de campo y laboratorio.

2 Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), Ushuaia /Laboratorio de Ecología Terrestre, Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. sdiodato@untdf.edu.ar.

3 Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. icomoglio@hotmail.com.

4 Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), Ushuaia/Laboratorio de Ecología Terrestre, Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC- CONICET), Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. amoretto@untdf.edu.ar.

5 Laboratorio de Química Marina, Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET-UNS), Bahía Blanca/ Universidad de la Fraternidad de Agrupaciones Santo Tomás de Aquino (FASTA), Mar del Plata/Universidad Tecnológica Nacional-Facultad Regional Bahía Blanca, Argentina. jorgemar@criba.edu.ar.

a los que se incorporan aquellos provenientes de las actividades de la navegación (comercial, turística y deportiva). La dinámica natural del ecosistema, además, aporta al sistema costero durante las épocas de deshielo una alta concentración de nutrientes que no son retenidos por el suelo donde se asientan los bosques de lenga característicos, que rodean la ciudad [1]. Los cursos de agua dulce que nacen en la zona boscosa sobre la montaña y atraviesan el casco urbano se convierten, entonces, en las vías directas de transporte aditivo de sustancias originadas por desechos de la urbanización y las naturales. Amin *et al.* [2] han descrito la dinámica de nutrientes en la línea costera sin incluir estudios “aguas arriba”. Debido a la importancia que presenta la problemática de los cursos de agua urbanos en la ciudad, el objetivo del presente estudio fue caracterizar desde el punto de vista físico, químico y bacteriológico, algunos efluentes que descargan en las bahías mencionadas, y poder identificar los sitios receptores activos de contaminación urbana.

2. Materiales y métodos

Se muestrearon bimestralmente (desde octubre de 2009 a febrero de 2011) 12 sitios ubicados en diferentes puntos sobre cuencas de agua dulce que atraviesan la ciudad de Ushuaia, identificados como: arroyo Grande (AGa; AGm y AGd), arroyo Buena Esperanza (ABEa; ABEm y ABEd), arroyo Rodríguez (ARa y ARd), turbal urbano (T y ST), salida al mar del dispersor cloacal (DC) y salida de un entubamiento de desborde sobre bahía Golondrina (BG) (figura 1).

En cada época se registraron *in situ* valores de temperatura (Temp.), oxígeno disuelto (OD), salinidad (Sal.), pH, conductividad (Cond.) y turbidez (Turb.). Adicionalmente, se tomaron muestras de agua para la determinación de nutrientes –nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+), fosfatos (PO_4^{3-}) y silicatos (SiO_3^{3-})–, materia orgánica particulada (MOP), sólidos totales en suspensión (STS) y bacterias coliformes totales (CT) y fecales (CF). Para las determinaciones de los parámetros mencionados se utilizaron técnicas validadas internacionalmente [3, 4]. Para analizar diferencias en las distintas variables entre los sitios, se realizó el test de Kruskal-Wallis, después de comprobar los supuestos [5]. Los datos obtenidos se examinaron mediante el análisis factorial utilizando la matriz de correlación y tratando los

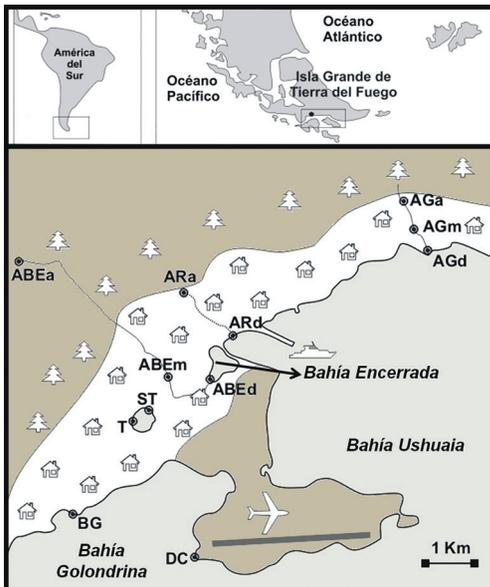


Figura 1. Localización de los 12 sitios de muestreo. Por referencias ver texto. Fuente: Elaboración propia.

datos con rotación Varimax. Los factores fueron extraídos por componentes principales y los nuevos valores promediados fueron representados en las coordenadas correspondientes a los Factores 1 y 2 para cada sitio. Dos variables (Sal. y CT) no se tuvieron en cuenta para el análisis factorial, ya que proveen información redundante respecto de aquellas dos

incluidas (Cond. y CF). Todos los análisis se realizaron con el programa Statistica 7.1.

Adicionalmente, para cada sitio de muestreo se calculó el Índice de Calidad de Agua (ICA), desarrollado por la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF) de Estados Unidos (tomado de Water Research Center, B.F. Environmental Consultants Inc., Dallas, USA, según el *Field Manual for Water Quality Monitoring*). Para este índice se utilizaron 8 parámetros (Temp., OD, pH, Turb., CF, NO_3^- , PO_4^{3-} y STS) tomando como valor para el cálculo el valor promedio de todas las fechas de muestreo.

3. Resultados y discusión

En la tabla 1 se presentan los valores de las variables analizadas para cada sitio de estudio. Se encontraron diferencias significativas en todos los parámetros al comparar las medias de los 12 sitios. Las comparaciones múltiples entre sitios destacaron que DC, ARd, T, ST y BG son los que presentan los valores más altos en nutrientes, MOP, STS y bacterias coliformes; a la vez que exhiben la menor concentración de OD.

Dinámica e impacto de la eutrofización urbana en la zona de Ushuaia

Parámetros	DC	AGa	AGm	AGd	ARa	ARd	ABEa	ABEm	ABEd	T	ST	BG	
Temp. °C	media	8,13	4,38	5,10	4,89	5,80	9,01	2,84	4,98	6,73	11,38	8,73	7,90
	DS	1,67	2,49	2,20	2,78	2,98	2,10	1,73	2,51	2,70	4,16	3,80	2,56
OD mg/L	media	6,69	15,33	12,85	13,39	10,22	7,93	13,41	12,96	6,86	5,28	3,16	6,96
	DS	3,22	4,34	4,54	4,12	1,62	3,03	1,61	0,93	3,71	2,37	1,28	2,94
pH	media	7,44	7,05	7,14	7,16	6,65	7,28	7,06	7,21	6,96	6,80	6,93	7,51
	DS	0,30	0,39	0,38	0,41	0,28	0,26	0,54	0,47	0,33	0,56	0,22	0,21
Sal. UPS	media	1,37	0	0	0,03	0	0,12	0	0,01	0,04	0,02	0,02	0,02
	DS	0,76	0	0	0,05	0	0,28	0	0,02	0,04	0,01	0,01	0
Cond. mS/cm	media	22	0,15	0,13	0,73	0,16	2,29	0,07	0,39	1,01	0,57	0,56	0,51
	DS	13,77	0,11	0,04	1,19	0,05	5,06	0,01	0,44	0,77	0,10	0,16	0,05
NTU Turb.	media	75	71	61	65	73	119	63	100	102	161	99	76
	DS	49,38	54,23	32,12	36,95	41,09	48,42	34,73	69,95	53,67	59,16	57,30	42,09
NO ₃ mg/L	media	1,52	2,70	3,52	1,07	13,86	7,38	2,73	5,47	3,41	4,14	2,79	2,95
	DS	1,49	3,03	5,89	0,79	6,89	2,81	3,91	6,88	2,97	2,39	2,45	1,77
NO ₂ mg/L	media	0,17	0,12	0,12	0,12	0,17	0,25	0,11	0,15	0,18	0,25	0,19	0,20
	DS	0,04	0,01	0,01	0	0,03	0,03	0	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02
NH ₄ mg/L	media	8,06	0,03	0,82	0,28	0,14	14,14	0,03	2,42	11,08	22,38	21,62	27,87
	DS	6,86	0,08	0,82	0,25	0,18	7,33	0,06	1,37	6,33	9,96	5	13,41
PO ₄ mg/L	media	2,01	0,12	0,42	0,28	0,40	4,81	0,16	0,99	3,04	7,88	5,32	7,70
	DS	1,71	0,04	0,21	0,12	0,29	0,95	0,07	0,59	1,31	1,75	1,36	1,94
SiO ₃ mg/L	media	1,13	1,18	1,34	1,34	1,38	2,92	0,89	1,80	2,26	3,17	2,73	2,71
	DS	0,80	0,45	0,40	0,67	0,55	0,38	0,41	0,76	0,85	1,22	0,71	0,36
MOP mgC/cm ³	media	8177	693	999	1230	594	6209	434	2877	4101	5338	4614	7979
	DS	4576	343	224	832	296	2815	362	1992	1707	983	1687	4743

STS	mg/L	media	91,03	6,46	8,19	9,48	2,52	54,09	2,92	30,99	31,98	59,43	33,15	31,62
		DS	78,51	7,10	8,37	8,70	1,81	48,18	2,61	34,26	19,48	24,43	10,91	12,67
CT	NMP/100ml	media	9,9E	9,4E	1,2E	2,4E	3,0E	1,1E	2,6E	1,3E	4,6E	3,8E	1,2E	1,3E
			+04	+01	+04	+04	+02	+06	+00	+05	+05	+05	+06	+06
		DS	1,3E	1,7E	1,9E	3,1E	5,1E	1,1E	3,6E	3,0E	6,5E	6,2E	1,8E	2,1E
			+05	+02	+04	+04	+02	+06	+00	+05	+05	+05	+06	+06
CF	NMP/100ml	media	9,8E	7,3E	1,2E	1,9E	2,7E	5,8E	2,1E	7,8E	3,7E	3,8E	4,1E	1,2E
			+04	+01	+04	+04	+02	+05	+00	+04	+05	+05	+05	+06
		DS	1,3E	1,1E	1,9E	2,3E	5,1E	4,4E	2,7E	1,7E	5,4E	6,2E	5,0E	2,1E
			+05	+02	+04	+04	+02	+05	+00	+05	+05	+05	+05	+06

Tabla 1. Parámetros físico-químicos y microbiológicos. Se resaltan en negrita los valores más significativos para cada variable. Por referencias ver texto. (DS: desvío standard).

El análisis factorial mostró que el 73,72% de la varianza total puede explicarse mediante 4 factores (tabla 2). El Factor 1, que explica el 41,92% de la varianza total y constituye el factor dominante, se encuentra correlacionado con la temperatura, con las altas concentraciones de NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , SiO_3^{3-} y CF y con la disminución de OD, lo cual estaría asociado al ingreso de aportes urbanos. El Factor 2, que explica el 12,6% de la varianza total, está correlacionado positivamente con la turbidez y las concentraciones de MOP y STS, parámetros vinculados con el ingreso al sistema de agua tanto de origen urbano como de origen natural, causado por los eventos de deshielo característicos de la región. El Factor 3, que explica el 10,84% de la varianza total, está correlacionado positivamente con el pH y la conductividad. Por último, el Factor 4 contribuye con un 8,37% y se relaciona positivamente con la presencia de NO_3^- .

En la figura 2 se representa el valor promedio de los scores para los Factores 1 y 2 de los sitios estudiados. Allí puede observarse una clara diferenciación de los sitios en tres grupos. El primero está representado positivamente en el Factor 1 y comprende los sitios ABEd, ARd, T, ST y BG, mientras que el segundo grupo está relacionado negativamente con el Factor 1 e incluye los sitios AGa, AGm, AGd, ABEd, ABEm y ARa. De manera aislada, se presenta el sitio DC, el cual queda definido por las variables que tienen mayor peso en el Factor 2.

En cuanto al ICA, los valores obtenidos se indican en la tabla 3. Los sitios ABEd, ARd, T, ST y BG presentan un ICA indicativo

Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Temp.	0,64	0,37	-0,15	-0,29
OD	-0,72	-0,35	0,11	0,03
pH	0,06	-0,08	0,92	0,09
Cond.	-0,11	0,27	0,63	-0,39
Turb.	0,15	0,91	-0,09	0,09
NO ₃ ⁻	-0,08	0,10	-0,06	0,75
NO ₂ ²⁻	0,65	0,53	-0,05	0,40
NH ₄ ⁺	0,88	0,11	0,02	0,09
PO ₄ ³⁻	0,92	0,27	-0,06	0,08
SiO ₃ ³⁻	0,68	0,14	0,04	0,54
MOP	0,42	0,68	0,14	-0,05
STS	0,16	0,90	0,11	0,11
CF	0,65	0	0,13	-0,11
Autovalores	5,45	1,64	1,41	1,09
% Varianza total	41,92	12,60	10,84	8,37
% Varianza acumulativa	41,92	54,52	65,35	73,72

Tabla 2. Valores de correlación entre variables y Factores; porcentaje de varianza total explicada y acumulada.

de mala calidad ambiental, lo cual concuerda con la agrupación proporcionada por el análisis factorial de acuerdo con la alta concentración de nutrientes (figura 2). El resto de los sitios se califican como de calidad media a buena, coincidiendo también con la agrupación mencionada; a excepción de DC, posiblemente debido a que es el sitio de mayor influencia de agua de mar por su particular ubicación sobre la línea de costa.

Sitio	DC	AGa	AGm	AGd	ARa	ARD	ABEA	ABEm	ABED	T	ST	BG
ICA	53	77	67	70	63	48	87	60	48	40	42	50
Calidad	Media	Buena	Media	Media	Media	Mala	Buena	Media	Mala	Mala	Mala	Mala

Tabla 3. Índice de Calidad de Agua: Excelente: 91-100; Bueno: 71-90; Medio: 51-70; Malo: 26-50; Muy malo: 0-25.

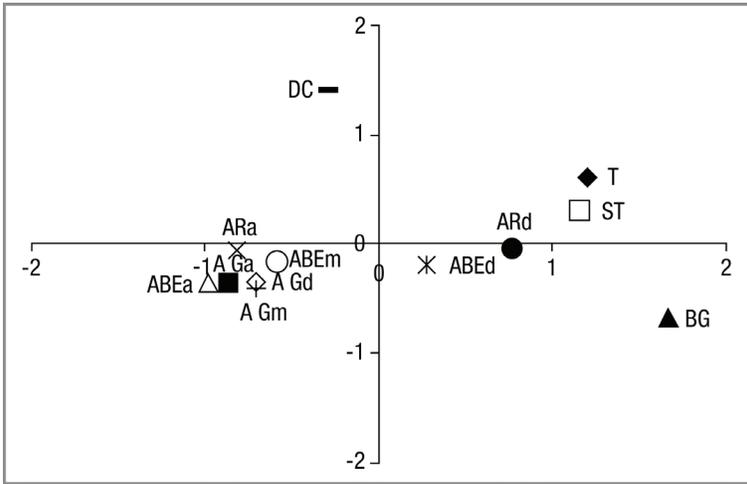


Figura 2. Gráfico de los scores medios de cada sitio de estudio sobre los Factores 1 y 2. Fuente: Elaboración propia.

4. Conclusiones

Se logró establecer áreas con claros indicadores de aportes urbanos visualizados en proximidad a la costa. Contrariamente, las zonas altas conservan características de nulo impacto. De lo anterior se concluye que en su recorrido a lo largo del casco urbano, los cursos de agua actúan como receptores de la actividad antrópica y se convierten en emisores al sistema costero. En razón del sostenido incremento poblacional y del uso recreativo que sin restricciones tiene la población a estos sitios, resulta imperioso establecer un plan de saneamiento y monitoreo sostenido en el tiempo.

Bibliografía

[1] Frangi, J. L. *et al.* (2005). "Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego Argentina", *Forest Ecology and Management* 217, pp. 80-94.

[2] Amin, O. *et al.* (2011). "Assessment of land influence on a high-latitude marine coastal system: Tierra del Fuego, southernmost Argentina", *Environmental Monitoring and Assessment* 174, pp. 63-73.

[3] Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada.

[4] Environmental Protection Agency (2009). Modified Colitag™ Test Method for the Simultaneous Detection of *E. coli* and other Total Coliforms in Water (ATP D05-0035), disponible en: <http://www.colitag.com/learnmore/EPAColitag.pdf>.

[5] Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. (1981). *Biometry*. New York, W. H. Freeman and Company.

Síntesis y caracterización de fotocatalizadores de TiO_2 nanomodificados con Ag para descontaminación de aguas en Santiago del Estero¹

Fernanda E. Monasterio²

Claudio D. Borsarelli³

Faustino E. Morán Vieyra⁴



Palabras clave: TiO_2 ; nanofotocatalizador; fotoreducción; nanopartículas de Ag; POA.

1. Introducción

Los ríos Tala y Candelaria (Salta) dan origen al río Salí, que posteriormente pasa a formar parte del sistema Salí-Dulce, que atraviesa la provincia de Tucumán, sur-oeste de Santiago del Estero, e ingresa por último a la provincia de Córdoba donde desemboca en la laguna de Mar Chiquita [1].

En su amplio recorrido, varios de sus ríos son contaminados por la recepción de efluentes que provocan eutrofización. Durante el lapso de marzo-octubre, las papeleras son las principales emisoras, mientras que durante octubre-marzo, los ingenios azucareros son los que tienen mayor relevancia. Un aporte menor a la eutrofización proviene de las áreas agrícolas debido al uso de fertilizantes. También existe contaminación en los cuerpos de agua subterránea por arsénico proveniente de la meteorización de minerales de origen volcánico [2].

1 Se agradece el financiamiento provisto por el PICT-2012-2666 y CyT-UNSE proyecto 23A/199, y por CONICET a través de la beca posdoctoral.

2 Instituto de Bionotecnología del NOA, INBIONATEC-CONICET/Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Santiago del Estero, Argentina. ferelenakq@gmail.com.

3 Instituto de Bionotecnología del NOA, INBIONATEC-CONICET/Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Santiago del Estero, Argentina.

4 Instituto de Bionotecnología del NOA, INBIONATEC-CONICET/Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE), Santiago del Estero, Argentina.

Esta situación no escapa a lo que ocurre en otras partes del mundo, en donde el agua es empleada por muchos sectores para llevar a cabo sus actividades productivas (agricultura, energía, reciclaje, construcción, etc.). Esta es una problemática que ha sido el eje principal del último informe de las Naciones Unidas. En él se menciona la dependencia que existe entre la generación de empleo y un recurso natural tan importante como el agua; ambos son piezas fundamentales para alcanzar un crecimiento económico inclusivo y sustentable. En dicho informe también se destaca que, dada la escasez del agua, los sectores productivos están migrando al uso de nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas, lo que demanda mano de obra mucho más especializada [3].

Entre las nuevas tecnologías para optimizar el uso del agua se puede mencionar los Procesos de Oxidación Avanzada (POA). Esto se debe a que permiten la fotogeneración del radical hidroxilo (OH•), una especie con alto potencial de óxido-reducción capaz de descomponer compuestos orgánicos para transformarlos en material inorgánico (CO₂ y H₂O) [4].

Dentro de este contexto, se plantea el uso de POA usando la fotocatálisis con TiO₂ modificado superficialmente con Ag para lograr la descontaminación de aguas. El TiO₂ es un material semiconductor muy atractivo por su abundancia, bajo costo, baja toxicidad y alta estabilidad química [5]. Este semiconductor posee una separación de 3,2 eV entre la banda de valencia y de conducción, siendo posible la separación de carga (e⁻ / h⁺) mediante absorción de fotones UVA (<350 nm). Si bien el TiO₂ es eficiente como fotocatalizador para POA, posee la limitación de una baja absorción fotónica en el rango visible de luz solar, por lo que resulta interesante la búsqueda orientada a modificar el semiconductor para aumentar su absorción fotónica en el espectro visible, mejorando así su *performance* fotocatalítica [6]. En este sentido, las metodologías de deposición de nanopartículas (NP) de metales nobles (como la plata y el oro) para obtener lo que se denomina como “TiO₂ decorado” son una alternativa. Dichas NP tienen la capacidad de absorber luz visible mediante resonancia por plasmón superficial y, además, producen una mejora de la actividad fotocatalítica del semiconductor actuando como centros de captación de electrones fotogenerados impidiendo su recombinación en el semiconductor [7].

En este trabajo se exponen algunos de los avances logrados en la etapa inicial del desarrollo de un nuevo material

fotocatalítico, relacionados con su síntesis y modificación de la actividad fotocatalítica.

2. Materiales y métodos

Se empleó TiO_2 comercial (rutilo 20%/anatasa 80%, Degussa P25). La deposición de AgNP se realizó a partir de una solución de AgNO_3 (18 mM, Sigma-Aldrich), mediante excitación del TiO_2 con luz UVA ($\lambda_{\text{exc}} = 360 \pm 20$ nm) obtenida de una lámpara de arco de Xe de 175 W (Luzchem Canadá) que pasa por un filtro de banda UG11. La formación y estabilidad de las NP de Ag adsorbidas sobre TiO_2 fue testada por la absorbancia característica del plasmón superficial de las NP a 463 nm.

Con el fin de simular el espectro de radiación solar, la degradación fotocatalítica del naranja de metilo (NM) (Mallinckrodt Baker Inc.) se realizó en un banco óptico de fotólisis compuesto por un portacelda, en el cual se enfocó el haz de la lámpara de arco de Xe sin intermediación de filtros. La degradación de NM se monitoreó por los cambios de su espectro de absorbancia, utilizando un espectrofotómetro con detección por CCD (dispositivos de carga acoplados) con haces guiados con fibra óptica, rango de detección 230-880 nm (USB2000 de Ocean Optics, USA). También se efectuó el seguimiento de la degradación bajo radiación UV adosando un filtro UG11 (banda en la región UV-A, 360 ± 20 nm), y bajo radiación VIS mediante un filtro UGG 395 ($\lambda_{\text{exc}} > 395$ nm).

Diferentes relaciones de concentraciones molares Ag: TiO_2 fueron evaluadas para la síntesis de las partículas modificadas con Ag: 1:5; 1:7; 1:10 y 1:12.

En todas las experiencias se empleó agua ultrapura producida utilizando un sistema de ósmosis inversa marca APEMA OSMOION, que consiste en 4 filtros y un prefiltro de carbono activado. La conductividad del agua fue de $3,10^{-3}$ $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El tamaño de partícula y el potencial Z fueron caracterizados mediante DLS en un equipo HORIBA SZ-100 (USA). Todas las mediciones se realizaron con muestras de concentración 15 mg/L de TiO_2 . Previo a cada medición, se sonicó cada una de ellas por 10 min para asegurar la completa dispersión (sonicador marca NUMAK con potencia de ultrasonificación de 70 W).

Los materiales modificados fueron analizados mediante fotografías obtenidas por Microscopía Electrónica de Transmisión (MET) en un microscopio Zeiss EM 109.

3. Resultados

3.1. Actividad fotocatalítica

En la tabla 1 se observan los resultados de los ensayos de degradación de NM para diferentes relaciones de concentración Ag:TiO₂. En la cuarta columna es posible apreciar que la mejor respuesta frente a la degradación de NM la presenta una relación 1:10 de plata a dióxido de titanio. En general, todos los materiales modificados por fotorreducción de Ag muestran mejor respuesta que el material sin modificación. De acuerdo con lo propuesto por Wang *et al.* [6], es posible que esta mejora de la eficiencia sea atribuida a los diferentes mecanismos de migración de electrones que ocurren por la presencia de NP de Ag. En dicho trabajo se propone que bajo radiación UV, los e⁻ de la banda de valencia del TiO₂ son atrapados por la Ag que impide la recombinación e⁻/h⁺. Mientras que bajo radiación visible, los e⁻ serían transferidos desde el plasmón excitado de las NP de Ag hacia la banda de conducción del TiO₂. En la figura 1 A se puede apreciar el funcionamiento del material más eficiente frente a radiación UV y visible.

Catalizador	Adsorción [k _{cinética} x 10 ⁶ s ⁻¹]	Relación de abs 320/463	Degradación [k x 10 ⁵ s ⁻¹]	Moda [nm]	Potencial Z [mV]
TiO ₂	6,51 ± 0,08	--	5,77 ± 0,08	154,7	-69,9
Ag@TiO ₂ (1:5)	2,43 ± 0,17	2,21	9,25 ± 0,06	450,6	-1,9
Ag@TiO ₂ (1:7)	4,07 ± 0,05	1,66	6,55 ± 0,02	274,5	-10,1
Ag@TiO ₂ (1:10)	4,43 ± 0,07	1,99	12,49 ± 0,07	417,0 (0,77) / 125,5 (0,23)	-22,8
Ag@TiO ₂ (1:12)	1,80 ± 0,18	2,92	8,30 ± 0,08	329,5	-13,8

Tabla 1. Parámetros obtenidos a partir de las caracterizaciones y el proceso de degradación de NM.

El mayor valor de adsorción fue obtenido con el material original sin modificar, indicando que la fotodeposición de Ag reduce

la superficie disponible del TiO_2 . En la tabla 1 también se especifican las relaciones de las absorbancias a 320 y 463 nm correspondientes a TiO_2 y Ag, respectivamente. Se observa que la mayor velocidad de degradación coincide con el menor valor de la relación de absorbancias. De esta manera, es posible inferir que existe una relación óptima por combinación del efecto que producen las NP de Ag con el funcionamiento fotocatalítico intrínseco del TiO_2 .

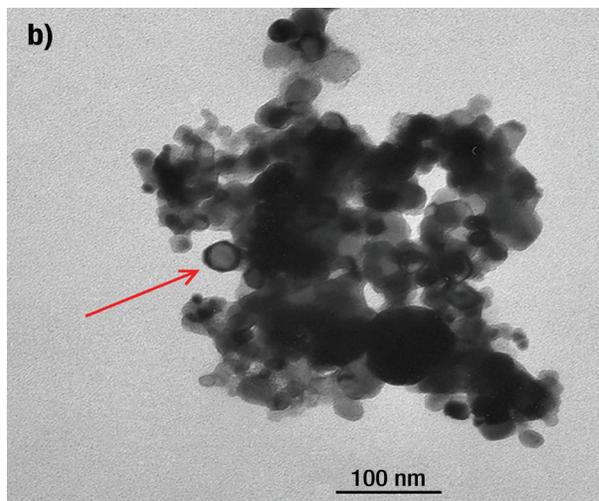
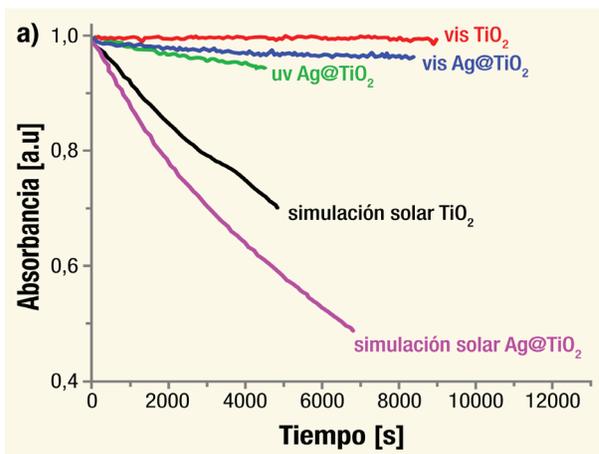


Figura 1 (A) Degradación fotocatalítica del NM frente a radiación VIS, UV y simulación de luz solar del material Ag@TiO_2 (1:10); (B) Fotografía de TEM del material Ag@TiO_2 (1:12).

3.2. TEM

En la figura 1(B) se observa un aglomerado de las partículas perteneciente al nanocompuesto Ag@TiO₂ (1:12). Se destaca la compatibilidad de los materiales, ya que de lo contrario deberían observarse fases separadas de Ag y TiO₂, sin embargo se observan partículas de similares características. También se destaca la posible formación de una estructura core-shell a partir de la fotodeposición del metal noble de acuerdo con lo observado en la imagen. En la partícula señalada con la flecha se aprecia una diferencia de contrastes entre el núcleo (más claro) y la cáscara (más oscura), lo cual implica diferencia en las densidades electrónicas de los componentes, que en este caso son el metal noble (mayor densidad) y el semiconductor (menor densidad), respectivamente.

3.3. DLS

En la tabla 1 también se exhiben los valores de DLS. Se observa que el material que presenta mayor actividad fotocatalítica es el que manifiesta mayor valor de potencial Z comparado con el resto de los materiales decorados con NP de Ag. Estos resultados demuestran que la modificación del TiO₂ con Ag afecta la interfaz semiconductor-electrolito. Por otro lado, los valores cercanos a cero implican poca estabilidad de las partículas en suspensión, por lo cual en los sistemas con menor valor absoluto de potencial Z existirá más tendencia a la aglomeración [8].

4. Conclusiones

Se sintetizaron nuevos materiales fotocatalíticos con base en TiO₂ modificado superficialmente con Ag. En todos los casos se observaron mejoras en la capacidad de degradación fotocatalítica del naranja de metilo con respecto al semiconductor puro, tanto en condiciones de simulación solar (UV-Vis) como en condiciones de irradiación visible ($\lambda_{exc} > 395\text{nm}$).

También se verificó que el cambio en la superficie de las nanopartículas de TiO₂ afectó su valor de potencial Z y, por ende, la estabilidad de las suspensiones de estos materiales en solución acuosa.

Finalmente, se detectó la posible formación de una estructura tipo core-shell (semiconductor-metal noble). Se deberá hacer un análisis con HRTEM para confirmar este resultado.

Bibliografía

- [1] Paoli, H. *et al.* (2011). “Caracterización de las Cuencas Hídricas de la Provincia de Salta y Jujuy - Cuencas Hidrográficas de la Provincia de Salta: Su relación con el Uso de Agua para Riego”, *REVISTA DIGITAL DEL INTA*, disponible en <http://inta.gob.ar/documentos/caracterizacion-de-las-cuencas-hidricas-de-la-provincia-de-salta-y-jujuy-cuencas-hidrograficas-de-la-provincia-de-salta-su-relacion-con-el-uso-de-agua-para-riego>.
- [2] Fernández Cirelli, A.; Pérez Carrera, A. y Moscuza, C. H. (2007). “Evaluación de la situación ambiental y socioeconómica a través de indicadores. Estudio de caso: Santiago del Estero, Argentina”, en: *Evaluación de los usos del agua en las tierras secas de Iberoamérica*. Vol. XII El Agua en Iberoamérica. Mendoza.
- [3] UNESCO (2016). “Water and Jobs”, en: *The United Nations World Water Development Report 2016*. Paris.
- [4] Suzuki, H. *et al.* (2016). “Effects of Advanced Oxidation Processes on the Decomposition Properties of Organic Compounds with Different Molecular Structures in Water”, *Journal of Water Resource and Protection* 8, Jul., pp. 823-834.
- [5] Guettaï, N. y Ait Amar, H. (2005). “Photocatalytic oxidation of methyl orange in presence of titanium dioxide in aqueous suspension. Part I: Parametric study”, *Desalination* 185, Apr., pp. 427-437.
- [6] Wang, Y. *et al.* (2016). “Recyclable silver-decorated magnetic titania nanocomposite with enhanced visible-light photocatalytic activity”, *Applied Catalysis B: Environmental* 189, Feb., pp. 192-198.
- [7] Zhou Zhou, X. *et al.* (2012). “Surface plasmon resonance-mediated photocatalysis by noble metal-based composites under visible light”, *Journal of Materials Chemistry* 22, Jun., pp. 21337-21354.
- [8] Xu, G. *et al.* (2003). “Effect of Complexation on the Zeta Potential of Titanium Dioxide Dispersions”, *Journal of Dispersion Science and Technology*, 24(3,4), Feb., pp. 527-535.

Sobre los editores

Elena María Abraham es investigadora principal del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), profesora universitaria en Ordenamiento Ambiental y directora del Centro Científico Tecnológico (CCT) CONICET, Mendoza. Lidera un grupo interdisciplinario y consolidado de investigación, ordenamiento y gestión de las tierras secas afectadas por desertificación. Ha publicado más de 60 artículos en revistas especializadas nacionales e internacionales y numerosos libros y capítulos de libro.

Rubén D. Quintana es doctor de la Universidad de Buenos Aires (Ciencias Biológicas) y está especializado en Ecología. Ha realizado estudios posdoctorales en la Universidad de Harvard (EE. UU.) y en la Sede para el Estudio de los Humedales Mediterráneos de la Universidad de Valencia (España). Es investigador principal del CONICET y profesor asociado del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3iA) de la Universidad Nacional de San Martín (UNSAM). Es coordinador de la Comisión Asesora sobre Biodiversidad y Sustentabilidad del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la Nación y presidente de la Fundación Humedales.

Gabriela Mataloni es investigadora principal del CONICET y profesora asociada en la UNSAM, donde dirige el grupo de Limnología, en el Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación, del 3iA. Participa de varias comisiones asesoras en temas de biodiversidad y ambiente. Ha publicado más de 50 trabajos de investigación en revistas nacionales e internacionales.

