

VII Jornadas Interdisciplinarias

# Ciclo del Agua en Agroecosistemas

TRABAJOS COMPLETOS



**.UBA VETERINARIA**  
Facultad de Ciencias Veterinarias

 **CETA**  
Centro de Estudios  
Transdisciplinarios del Agua

**.UBA** **CONICET**  
Universidad de Buenos Aires

I N P A

EDITORES | Alejo Pérez Carrera, Alicia Fernández Cirelli y Alejandra Volpedo



ISBN 978-987-88-7662-7



Pérez Carrera, Alejo

VII Jornadas Interdisciplinarias Ciclo del Agua en Agroecosistemas : trabajos completos / Alejo Pérez Carrera ; Alejandra Vanina Volpedo ; Alicia Fernández Cirelli ; compilación de Alejo Leopoldo Perez Carrera. - 1a edición especial - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Alejo Leopoldo Perez Carrera, 2022. Libro digital, DOCX

Archivo Digital: descarga y online  
ISBN 978-987-88-7662-7

1. Agua. 2. Derecho a la Calidad Ambiental. 3. Control de Calidad. I. Volpedo, Alejandra Vanina. II. Fernández Cirelli, Alicia. III. Perez Carrera, Alejo Leopoldo, comp. IV. Título.  
CDD 363.61



# Indice

1	<b>Prólogo</b>
3	<b>1 • Calidad elemental del agua subterránea para consumo animal en la región semiárida pampeana</b> Cora Jofre, F.; Murcia, V. N. y Savio, M. Eje: El agua en la producción animal
13	<b>2 • Calidad de agua para consumo animal en el partido de Puan, Buenos Aires</b> Cerdá, C.C.; Mediavilla, M.C y Fernández, E.L. Eje: El agua en la producción animal
17	<b>3 • Estudios complementarios de la calidad de agua de bebida animal mediante bioensayos de toxicidad con <i>Lactuca sativa</i></b> Rodríguez, M.S.; Fernández Cirelli, A y Pérez Carrera, A.L. El agua en la producción animal
29	<b>4 • Productos pesqueros en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires: factores que modifican su comercialización</b> Lozano, M. S.; Thompson, G.A. y Volpedo, A.V Eje: Calidad e inocuidad agroalimentaria
39	<b>5 • Estudio de la presencia de elementos traza en la producción primaria de leche: biotransferencia a leche</b> Arellano F.E.; Fernández-Cirelli A y Pérez-Carrera A.L. Eje: Calidad e inocuidad agroalimentaria
49	<b>6 • Impacto ambiental de la producción agropecuaria</b> Gil, S. B. y Herrero, M.A. Eje: Intensificación ganadera e indicadores de uso de nitrógeno
57	<b>7 • Movilidad vertical de cobre en un suelo arenoso debido a la aplicación de estiércol de ganadería intensiva</b> Torri, S. I. y Pérez Carrera, A. L. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
69	<b>8 • Nutrientes y atrazina en agua superficial y subterránea en un agroecosistema, Córdoba</b> Lutri, V.; Blarasin, M.; Matteoda, E.; Giacobone, D.; Pascuini, M.; Pramparo, S.; Bécher- Quinodóz, F.y Cabrera, A. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
83	<b>9 • Relevamiento de los cuerpos de agua en el Parque Criollo (San Antonio de Areco, pcia. de Buenos Aires): Reincorporación de Biodiversidad y Restauración del cuerpo de agua de la reserva</b> Taranto, N.; Terza, V., Vigil G.; Troncoso, J.J.; Fernández- Cirelli, A., Pérez Carrera, A.; Ratto, F.; Vázquez, F. y Arellano, F.E. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
93	<b>10 • Aportes de nitrógeno y fósforo en cuerpos de agua de reservas urbanas, (Provincia de Buenos Aires)</b> Vigil, G.; Arellano, F.; Troncoso, J.J.; Vazquez, F. J. y Volpedo, A.V. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
103	<b>11 • Hidrofobicidad en suelos afectados por incendios</b> Rubenacker A.; Dionisi C.; Vettorello C. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
113	<b>12 • Evaluación de la biodegradabilidad y selección de bacterias degradadoras de colorantes a partir de cursos de agua</b> Grifes Paisan, L.; Fortunato, M. S.; Gallego, A. y Korol, S. E. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
121	<b>13 • Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (<i>Lactuca sativa</i>) y forrajera pasto aguja (<i>Brachiaria humidicola</i>)</b> Castillo Parra, C.A.; Pérez- Carrera, A.L. y Lozada Castro, J.J. Eje: Impacto ambiental de la producción agropecuaria
133	<b>14 • Hacia una seguridad hídrica en las explotaciones agropecuarias</b> Tosolini, R. Eje: Gestión integrada del agua
139	<b>15 • Formación de gestores de ecosistemas acuáticos continentales</b> Gaspari, F.J y Cipponeri M. Eje: Gestión integrada del agua
149	<b>16 • Aportes al conocimiento del medio hidrogeológico como base para la gestión del agua subterránea en la región costera y noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina</b> Fabiano, M.; Sánchez Caro, L.; Dell' Arciprete, D.; Mercapide, G.; Carretero, S.; Rodrigues Capitulo, A.; Laurencena, L.; Deluchi M. y Kruse, E. Eje: Gestión integrada del agua
161	<b>17 • Carbono orgánico total en lodos cloacales de distinta antigüedad</b> Pacheco Rudz, E.O.; Caffarello, P. y Torri, S.I. Eje: Gestión integrada del agua

# Prólogo

*El agua es un recurso fundamental para la vida y estratégico para el desarrollo socio-económico de las naciones. Argentina es un país agroexportador para lo cual el agua es clave en todas las etapas de la producción pecuaria y acuícola. Es por eso que su disponibilidad y la calidad del recurso en las fuentes de captación, así como los requerimientos específicos de los animales de consumo son fundamentales para la producción animal.*

*La problemática del uso y gestión de este recurso involucra e integra el conocimiento de una diversidad de sistemas que no son usualmente considerados en forma simultánea. Por ello, es de vital importancia la articulación de las diferentes disciplinas para lograr el conocimiento transdisciplinario; la integración de la investigación con la docencia y por último, el trabajo conjunto con los organismos normativos y de gestión.*

*La fragmentación en el análisis de las actividades y procesos que condicionan el sector hídrico ha conspirado contra el enfoque integral necesario para una planificación eficiente. Las universidades y centros de investigación y desarrollo, como parte inseparable de la sociedad, están obligados a la consideración de sus problemas más acuciantes y a la búsqueda de soluciones creativas, seguras y económicas.*

*Las actividades agropecuarias son el principal usuario del recurso hídrico, que también es exportado como "agua virtual". El agua utilizada por el sector, tanto para riego como para producción animal, incluida la acuicultura, requiere volúmenes significativos y una calidad determinada para no alterarla productividad ni el ambiente. La presencia de contaminantes, en particular de microcontaminantes como metales pesados, plaguicidas y agentes terapéuticos veterinarios en matrices ambientales puede ser una vía de transferencia a la cadena agroalimentaria.*

*Por ello, resulta fundamental la promover espacios de diálogo, intercambios y vinculación de grupos de investigación interdisciplinarios que fortalezca el debate en torno a nuevos resultados, conceptos y planteamientos que exige una gestión sustentable del recurso hídrico, especialmente en el ámbito agropecuario.*

*En este marco, este libro surge como resultado de las VI Jornadas Interdisciplinarias "Ciclo del Agua en Agroecosistemas" realizadas en la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires y organizadas por el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Instituto de investigación de la UBA y el Instituto de Investigaciones en Producción Animal, Instituto dependiente de la UBA y del CONICET.*

*Estas VII Jornadas fueron particulares ya que la emergencia sanitaria generada por el COVID propicio que las mismas se desarrollaran virtualmente utilizando una plataforma virtual y nuevas tecnologías de información. Se presentaron 67 trabajos entre orales y posters y 6 conferencias vinculados con los ejes temáticos propuestos: i) el agua en la producción animal, ii) calidad e inocuidad agroalimentaria, iii) impacto ambiental de la producción agropecuaria y iv) gestión integrada del agua, que sirvieron como punto de partida para el intercambio de experiencias y debate entre los participantes.*

*Para esta publicación, el Comité Científico ha seleccionado 17 artículos asociados los cuatro ejes de las jornadas, que ponen de manifiesto estudios realizados en nuestro país y que resaltan la importancia del agua para la producción agropecuaria.*

---

*En relación al eje i) Agua en la producción animal se incluyen trabajos que estudian la calidad de agua en relación a la composición multielemental, uno en la en la región semiárida de La Pampa y el otro en el Partido de Puán (Buenos Aires). Por último, en este eje, también se presenta un trabajo que incluye el desarrollo de bioensayos de toxicidad con *Latuca sativa* como aporte de información complementaria a los estudios físico-químicos tradicionales de calidad de agua para bebida animal.*

*En el eje ii) Calidad e inocuidad agroalimentaria se presentan dos trabajos, uno de ellos sobre aspectos asociados a la producción pesquera donde se analizan los factores que modifican la comercialización de productos pesqueros en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires; mientras que el segundo artículo de este eje analiza la biotransferencia de elementos traza desde el agua de bebida animal a la leche bovina, caprina y ovina.*

*En el eje iii) Impacto ambiental de la producción agropecuaria se presentan trabajos con diferentes enfoques sobre los efectos de la intensificación ganadera en relación al impacto del exceso de nutrientes, elementos traza como Cu y compuestos orgánicos como atrazina sobre las fuentes de agua subterránea y superficial. Otro de los trabajos de este eje evalúa la biodegradabilidad por microorganismos de colorantes industriales; mientras que en otro artículo se presentan los resultados de ensayos de toxicidad usando semillas de lechuga y especies forrajeras a las que se somete a exposición a efluentes de curtiembres, de esta manera, se constituyen en un aporte al manejo de efluentes de diferentes industrias. Un último trabajo de este eje estudia los cambios que sufre el agua en los suelos afectados por incendios.*

*En relación al eje v) Gestión integrada del agua se presentan cuatro trabajos con diferentes enfoques. Dos de estos artículos incluyen reflexiones y experiencias de concientización y formación a través de diferentes actividades con productores, técnicos agropecuarios y gestores sobre la importancia de la gestión del agua en sistema agropecuarios. Además en este eje se presenta un artículo que evidencia la importancia de los estudios hidrogeológicos como base para la gestión integrada del agua en la zona costera de la Provincia de Buenos Aires. Finalmente, en otro de los artículos de este eje se analiza el carbono orgánico total en lodos cloacales de plantas de tratamiento con su potencial uso como enmienda orgánica.*

*Los editores consideramos que los trabajos aquí presentados constituyen un aporte a la valoración del agua como un factor clave en la producción animal por la amplitud de temas y enfoques. Por otro lado este libro contribuye a transferir el conocimiento generado en el sector académico a toda la comunidad. Agradecemos a la Facultad de Ciencias Veterinarias (UBA), a FUNDAVET, a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANCPYT), al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Asociación de Universidades del Grupo Montevideo (AUGM), a la Red Argentina de Capacitación y Fortalecimiento en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (Arg Cap-Net) por el apoyo recibido. Además, queremos expresar nuestro agradecimiento a los autores y al Comité Científico y Comité Organizador de las VI Jornadas Interdisciplinarias "Ciclo del Agua en Agroecosistemas" por su colaboración en el diseño y elaboración de esta publicación.*

Los editores

# 1

# Calidad Elemental del Agua Subterránea para Consumo Animal en la Región Semiárida Pampeana

CORA JOFRE, F.<sup>AB\*</sup>; MURCIA, V. N.<sup>C</sup>; SAVIO, M.<sup>AB\*</sup>

<sup>a</sup> Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP- CONICET-UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>b</sup> Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam), Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

<sup>c</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Anguil, Ruta Nacional N 5, Km 580 (6326), La Pampa, Argentina

\* [fcorajofre@exactas.unlpam.edu.ar](mailto:fcorajofre@exactas.unlpam.edu.ar); [marianelasavio@gmail.com](mailto:marianelasavio@gmail.com)

## Resumen

El agua es esencial para sustentar los procesos fisiológicos y bioquímicos de un animal y, por lo tanto, necesaria para sustentar la vida. Las necesidades de agua del ganado se ven afectadas por muchos factores (tamaño del animal, productividad, dieta y condiciones ambientales, entre otros), siendo considerada uno de los nutrientes más importantes y de allí que deba poseer buena calidad para mejorar la producción ganadera.

En este trabajo, se determinó la calidad del agua subterránea con fines de consumo animal respecto a su composición multielemental. Se analizaron un total de 46 muestras de agua subterránea recolectadas de la región al este del departamento Capital (La Pampa), mediante espectrometría de emisión óptica con plasma inducido por microondas (MIP OES).

Se determinaron 16 analitos, encontrándose los siguientes rangos de concentraciones: 0,02-0,17; 0,008-0,841; 0,11-0,86; 0,04-0,44; 0,03-0,26; 0,002-0,026; 0,010-0,037; 0,02-0,22; 0,010-0,070; 0,40-7,42; 0,06-4,08; 0,121-0,603; 0,02-0,79 y 0,61-1,18 mg/L de Al, As, B, Ba, Cu, Cr, Mn, Mo, Ni, Sr, V, Zn, Fe y P, respectivamente. Las concentraciones de Cd y Co se encontraron por debajo del límite de detección. Al comparar los resultados con los valores recomendados por NRC (2001), el 89% de las muestras superó los límites permitidos para V y el 37% para As.

Este estudio brinda información relevante sobre el estado actual del recurso agua, sirviendo de referencia del nivel potencialmente peligroso de metales para la salud animal.

## Palabras clave

Calidad - Agua subterránea - Consumo animal - Multielemental - Región semiárida pampeana

## Introducción

El agua es el nutriente de mayor importancia para la salud y la alimentación del ganado y el componente más abundante en el cuerpo de los animales. Es necesario para las funciones vitales y para optimizar las producciones ganaderas, repercute en la producción de leche, en la tasa de crecimiento y reproducción del ganado bovino, ovino y/o porcino (Umar *et al.*, 2014). Sin embargo, debido a su relativa abundancia las investigaciones son escasas (Mroz *et al.*, 1995; Carroll y Teagasc, 2003; Patience, 2012).

Su importancia radica en ser esencial para la regulación de la temperatura corporal, eliminación de desechos metabólicos, mantenimiento del equilibrio mineral, crecimiento de tejidos, reproducción y lactancia (DeRouchey *et al.*, 2007; Patience, 2012), representando un factor determinante de la producción de especies animales. Constituye alrededor del 70-80% del peso vivo al nacer y entre el 65-70% del peso vivo adulto del ganado dependiendo de la edad, cobertura grasa y condición fisiológica (Lardner *et al.*, 2005). La ingesta de agua se ve modificada por la composición de la dieta, temperatura ambiental, estrés, aburrimiento o hambre, entre otras variables, por ejemplo, humedad ambiente, especie, raza, estado fisiológico, etc. (Mroz *et al.*, 1995; Patience *et al.*, 2005, Patience, 2012).

El aporte de agua lleva asociado el de otras sustancias que podrán ser beneficiosas o no para el animal, dependiendo de la cantidad en la que se encuentren. De allí que la calidad del agua la definen niveles aceptables de parámetros físicos, químicos y microbiológicos (Edwards, 2018). Existen al menos 15 elementos minerales que son esenciales desde el punto de vista nutricional para el crecimiento y la reproducción normales de los animales. Los que se requieren en cantidades de gramos se conocen como macrominerales: calcio (Ca), fósforo (P), sodio (Na), cloro (Cl), potasio (K), magnesio (Mg) y azufre (S); son componentes estructurales importantes de huesos y otros tejidos y sirven como constituyentes importantes de los fluidos corporales. Desempeñan funciones vitales en el mantenimiento del equilibrio ácido-base, la presión osmótica, el potencial eléctrico de la membrana y la transmisión nerviosa. Los elementos requeridos en cantidades de miligramos o microgramos se denominan minerales traza u oligoelementos: cobalto (Co), cobre (Cu), yodo (I), hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se), zinc (Zn) y algunos autores consideran cromo (Cr) y flúor (F) (NRC, 2001; Radostis, 2002).

Si el agua es de mala calidad, no es apetecible y el animal no la acepta fácilmente, esto resulta en bajo consumo de agua y alimento, baja tasa de conversión alimenticia, disminución del crecimiento y la producción, y mayor predisposición a enfermedades no específicas (Faries *et al.*, 2007). En general el ganado vacuno tolera una calidad no tan buena de agua, sin embargo, si algunos parámetros físico-químicos están en niveles inadecuados, los animales pueden verse afectados. Un agua de mala calidad o regular tal vez no cause la muerte de los animales, e incluso pueden no observarse signos de enfermedad, pero seguramente se vean afectados algunos indicadores productivos (lactación, crecimiento, o engorde) o reproductivos (peso de los terneros al nacer, preñez, etc.); en función del tipo de compuesto presente y de las concentraciones, lo que produce pérdidas económicas al productor (Fernández Cirelli *et al.*, 2010).

En la provincia de La Pampa y en el país, la principal fuente de agua utilizada en los establecimientos rurales es la subterránea. La composición química de las aguas subterráneas difiere ampliamente según la hidrogeología, la hidrometeorología, la topografía, el drenaje, entre otras condiciones (Shakerkhatibi *et al.*, 2019). Las propiedades físicas y químicas de las aguas subterráneas son factores clave para la evaluación de su calidad. Por lo tanto, es de gran importancia investigarlas junto con otros parámetros relevantes para la calidad del agua subterránea como la presencia de metales tóxicos (Shakerkhatibi *et al.*, 2019). Por ejemplo, la contaminación química suele ser una preocupación, aunque es una característica regional y depende de la fuente exacta de agua (Patience, 2012).

Los metales pesados se encuentran entre los contaminantes ambientales más comunes, cuya presencia en aguas indica la existencia de fuentes naturales o antropogénicas. Las principales fuentes naturales en las aguas implican la meteorización de minerales y la lixiviación del suelo. Las fuentes antropogénicas se asocian principalmente con la industria y los efluentes del hogar, pluviales urbanos, escorrentía de aguas, lixiviados de vertederos, extracción de carbón y minerales, fuentes atmosféricas, y el uso de fertilizantes y pesticidas que contienen metales pesados. Las rutas son también una de las mayores fuentes de metales pesados (Sarikhani *et al.*, 2017; Shakerkhatibi *et al.*, 2019).

La presencia de arsénico (As) y otros elementos (como aluminio (Al), boro (B), cadmio (Cd), Cr, F, mercurio (Hg), plomo

(Pb), etc.) en el agua subterránea utilizada para consumo humano o animal, es uno de los problemas sanitarios más importantes a nivel mundial (Fernández Cirelli *et al.*, 2010). La presencia de As en particular, exige un riguroso control del agua y los alimentos, pues aún en pequeñas dosis, pueden acumularse en el organismo y provocar intoxicaciones crónicas. Según un informe de la Red de Seguridad Alimentaria del CONICET, para el año 2018 se han citado contenidos elevados de As en aguas naturales en diversos ambientes, aunque las mayores concentraciones se encuentran en las aguas subterráneas. La presencia de As en el agua compromete enormemente este valioso recurso como fuente segura de bebida humana y su uso en la producción de alimentos. La llanura Chaco-Pampeana, en Argentina, es la zona con más incidencia de As, y es una de las regiones más densamente pobladas. Las provincias más afectadas son Córdoba, Santiago del Estero, Chaco, Salta, Tucumán, Santa Fe y La Pampa. (Smedley y Kinniburgh, 2002; Litter *et al.*, 2019a; Litter *et al.*, 2019b; RSA-CONICET, 2018)

La presencia de metales considerados tóxicos, como Pb, Cd y Hg se puede asociar a suelos ricos en ellos, pero sobre todo se relacionan con fuentes de contaminación ambiental, tanto industrial como doméstica o agrícola. Debido a su comportamiento acumulador, están sometidos a severas normas, tendientes a evitar el riesgo para el ser humano a largo plazo (incluido su riesgo carcinogénico). Son necesarias medidas estrictas para no mostrarse tolerantes con estos elementos inorgánicos en materia de concentraciones admisibles en el agua de bebida de los animales, principalmente cuando estos agentes pueden ser biotransferidos hacia productos de consumo humano, como la leche (Herrández Moreno *et al.*, 2005).

El objetivo de este trabajo fue realizar un estudio exploratorio para determinar la calidad del agua subterránea para fines de consumo animal respecto de su composición multielemental, de zonas rurales de la provincia de La Pampa, presentando una descripción general de los problemas de calidad del agua relacionados con la producción animal en la provincia.

## Materiales y Métodos

El muestreo de agua subterránea se realizó entre los años 2017-2019 en las localidades de Santa Rosa, Anguil, Uruburu, Catrilo y Colonia Inés y Carlota, al este de la provincia de La Pampa. Se visitaron 33 establecimientos con actividades agrícolas-ganaderas diversas tales como cría de ganado bovino, porcino y/o aves de corral.

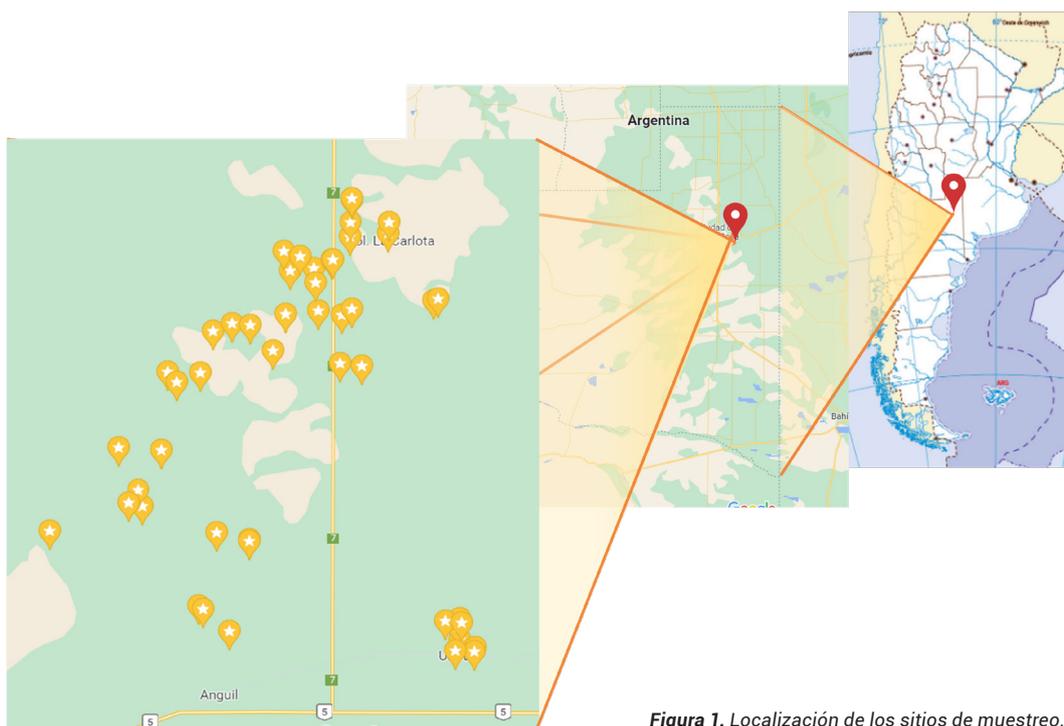


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo.

Para evaluar la calidad del agua subterránea se recolectaron un total de 46 muestras de agua en botellas de tereftalato de polietileno (PET) previamente acondicionadas, desde pozos de bombeo existentes. La ubicación de las muestras de agua subterránea se muestra en la Figura 1. Las muestras se mantuvieron refrigeradas a 4°C hasta su posterior análisis en el Laboratorio Espectrometrías Atómicas en el Departamento de Química de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam) e Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP-CONICET).

Las determinaciones se realizaron siguiendo las técnicas descritas en Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales, APHA-AWWA-WEF, aplicables a todo tipo de aguas. La cuantificación del perfil mineral, incluyendo elementos mayoritarios, minoritarios y tóxicos: Al, As, B, bario (Ba), Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, níquel (Ni), P, estroncio (Sr), vanadio (V), y Zn; se realizó mediante MIP OES (MP AES 4100, Agilent Technologies). La calidad analítica de los datos se aseguró mediante mediciones de soluciones blanco de rutina y triplicados de soluciones patrones y muestras.

El índice de evaluación de metales pesados (HEI) brinda información respecto de la calidad general del agua de un área específica con respecto a los metales pesados. Para la evaluación de los efectos de los metales pesados de los recursos hídricos en la salud animal en el área de estudio, se aplicó el índice expresado mediante la siguiente ecuación (Edet y Ofong, 2002):

Donde  $H_c$  es la concentración analítica del  $i$ -ésimo parámetro y  $H_{mac}$  es la concentración máxima permisible del  $i$ -ésimo parámetro.

## Resultados y Discusión

Es bien sabido que el agua es fuente de minerales y estos contribuyen a satisfacer los requerimientos para consumo humano y animal. Sin embargo, niveles superiores a ciertos valores máximos pueden ser perjudiciales para la salud. En la **tabla 1**, se presentan niveles guía para los 16 analitos monitoreados, estos valores son internacionales ya que los valores guía nacionales y las recopilaciones de INTA se basan en los mismos. Además, la **tabla 1** proporciona las concentraciones máximas, mínimas y medias del análisis elemental junto a los límites de detección (LOD).

ELEMENTO	Unidades	Ley General de Aguas (Perú) <sup>1</sup>	Ganado de Nevada (USA) <sup>2</sup>	Ganado de Canadá <sup>3</sup>	NRC <sup>4</sup>	MIN	MAX	MEDIA	LOD
Al	µg/L	-	-	5,00	500	20	170	56	20
As	µg/L	200	200	25,0	50	8	841	128	8
B	µg/L	-	5,00	5,00	5000	110	860	441	20
Ba	µg/L	-	-	-	-	40	440	112	40
Cd	µg/L	50,0	50,0	80,0	5,0	ND	ND	ND	30
Co	µg/L	-	-	1,0	1000	ND	ND	ND	30
Cu	µg/L	500	500	500	1000	30	260	64	30
Cr	µg/L	-	-	-	100	2	26	21	2
Fe	µg/L	-	-	-	100	20	790	310	20
Mn	µg/L	-	-	-	50,0	10	37	21	10
Mo	µg/L	-	-	-	-	20	224	119	20
Ni	µg/L	-	-	1,00 (µm/L)	250	10	70	29	8
P	mg/L	-	-	-	-	0,61	1,18	0,89	0,52
Sr	mg/L	-	-	-	-	0,40	7,42	2,30	0,04
V	mg/L	-	-	-	0,1	0,06	4,08	0,74	0,02
Zn	µg/L	25,0	25,0	50,0	5000	121	603	402	40

1: Ley General de Aguas N° 17752. Perú.

2: Código Administrativo de Nevada, USA. 2000

3: Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente, Canadá. 2002

4: NRC (National Research Council), 2001. Nutrient requirements of dairy cattle.

ND: No detectado

**Tabla 1.** Valores guía para el agua de bebida animal, concentraciones mínimas, máximas y medias, y límites de detección.

De acuerdo a los valores observados en la Tabla 1 ninguna muestra superó las concentraciones máximas permisibles para Al, lo cual resulta relevante considerando que en los animales, la mayor parte del Al ingerido no se absorbe y lo poco que se absorbe se excreta rápidamente en la orina; así el Al podría unirse al fosfato, lo que reduce la absorción de P; por ello en los animales, la intoxicación por Al se relaciona principalmente con mala absorción de P y otros minerales (NRC, 2001).

En relación a la concentración de As total (inorgánico + orgánico), el 9% de las muestras analizadas, sobrepasó los 200 µg/L recomendados en Perú y Nevada (USA); el 37% excedió los 50 µg/L, concentración máxima recomendada para agua bebida de bovinos (NRC, 2001). Sin embargo, si se considera el valor de 25 µg/L recomendado por el gobierno canadiense, un 50% de la totalidad de las muestras de agua superaron estos valores (Tabla 1). El As es un elemento natural que se encuentra en la corteza terrestre siendo incorporado por las aguas superficiales y subterráneas principalmente a partir de la meteorización de rocas y minerales, como ocurre en la zona de estudio. Además de esta movilización natural, por la acción antropogénica, también se aporta As al ambiente a partir de aguas residuales domésticas e industriales, o de fertilizantes, insecticidas o herbicidas, entre otras fuentes (RSA-CONICET, 2018).

En el agua subterránea el B puede ser adsorbido por suelos y sedimentos, su adsorción depende del pH y de la concentración en la solución (Li *et al.*, 2017). Los resultados de este estudio mostraron que las concentraciones de B variaron entre 110 y 860 µg/L, superando en todas las muestras los niveles guía establecidos tal como se observa en la Tabla 1, lo que podría tener efectos en la formación ósea de animales por su conocida intervención en dicho proceso

En el presente estudio, las concentraciones de Ba (Tabla 1) no pudieron ser comparadas con niveles guía debido a la carencia de los mismos. El Ba está presente como elemento traza tanto en rocas ígneas como sedimentarias. Por lo tanto, su presencia en las aguas subterráneas es inevitable. La solubilidad de los compuestos de Ba en el agua depende del pH. Además, las rocas ígneas graníticas, las ígneas alcalinas y las volcánicas son las estructuras geológicas que contienen compuestos de Ba (Giménez-Forcada y Vega-Alegre, 2015; Saby *et al.*, 2016).

Las concentraciones de Cd y Co en todas las muestras resultaron menores al límite de detección (Tabla 1). La presencia de Cd en las aguas subterráneas está asociada principalmente a actividades antropogénicas (industria y minería), de ahí que sea razonable no detectar concentraciones de este elemento en la zona bajo estudio, lo cual resulta de importancia ya que es antagonista del Zn y del Cu y, en menor grado, del Fe, pudiendo disminuir el desempeño animal al interferir con la absorción de estos, lo que resultaría en síntomas generalmente asociados con la deficiencia de estos elementos. El Co por su parte es un componente de la vitamina B12 (cobalamina). Los microbios ruminales pueden producir toda la vitamina B12 requerida por los rumiantes siempre que haya suficiente Co disponible en la dieta. La deficiencia de Co sin embargo, podría provocar anorexia, pérdida gradual del peso, entre otras. Afecta principalmente al ganado vacuno y ovino, disminuyendo la producción de leche y lana; y provocando también disminución en el porcentaje de partos (Radostis, 2002; NRC, 2001).

La cantidad de Cu requerida para el mantenimiento, el crecimiento y la lactancia variará con la edad del animal, la forma química y la presencia de sustancias en la dieta que interfieren con su absorción (NRC, 2001). Considerando que, de todos los minerales, el Cu es el más propenso a volverse tóxico si se presenta en exceso, en el presente estudio 2 muestras superaron los límites máximos permitidos por NRC (2001) para este elemento. El ganado bovino es más tolerante a niveles más altos de Cu que las ovejas, quizás debido a su mayor capacidad para eliminarlo del cuerpo a través de la bilis (Auza y col, 1999; Bradley, 1993). Sin embargo, los animales pueden además presentar deficiencia de Cu, mostrando pérdida de pigmentación del cabello, particularmente alrededor de los ojos (Underwood, 1981).

En el presente estudio, las concentraciones de Cr de todas las muestras estuvieron por debajo del valor guía y, por lo tanto, las fuentes de agua subterránea en el área de estudio son seguras con respecto a este elemento. En animales se encuentra principalmente en los tejidos como una molécula organometálica compuesta por Cr<sup>3+</sup>, ácido nicotínico, ácido glutámico, glicina y cisteína conocida como factor de tolerancia a la glucosa (NRC, 2001). Se conoce la esencialidad del Cr como un elemento necesario para el metabolismo normal de la glucosa en la dieta de los humanos, sin embargo, la cantidad de Cr requerida en la nutrición animal para un rendimiento óptimo no está clara y la literatura no respalda una recomendación general para la suplementación en las dietas típicas del ganado (NRC, 2001).

Los resultados del presente estudio evidenciaron que 8 muestras poseían concentraciones de Fe superiores al valor recomendado pudiendo tener una influencia negativa al afectar la tasa de concepción cuando las concentraciones de

Fe en el agua son elevadas (Hernández Moreno *et al.*, 2005). La combinación de Fe y Mn pueden afectar la palatabilidad del agua y la efectividad de antibióticos solubles en agua, además de los posibles problemas mecánicos en el sistema de suministro de agua (Fewtrell, 2004; Edwards, 2018). Sin embargo, la deficiencia de Fe causa mayor morbilidad y mortalidad asociada con respuestas inmunes deprimidas (NRC, 2001). La deficiencia de Fe en el ganado adulto es muy rara, en parte porque su requerimiento es reducido, pero también porque el Fe es ubicuo en el medio ambiente y la contaminación del suelo de los forrajes (y el suelo ingerido por los animales en el pasto) generalmente asegura que las necesidades de Fe del adulto serán satisfechas o superadas (Underwood, 1981).

Por otro lado, ninguna muestra tuvo concentraciones de Mn por encima del límite máximo recomendado. Una de las principales causas de la movilización de Mn en los acuíferos es la descomposición reductora y la disolución de compuestos como Mn-OOH y MnO<sub>2</sub> (Khozyem *et al.*, 2019). Aparte de la deficiencia dietaria primaria de Mn se sospecha la existencia de factores que disminuyen la disponibilidad del Mn ingerido. Se sabe que el exceso en la dieta de Ca, P, o ambos, incrementa los requerimientos de Mn en los terneros, y que en general, reduce la disponibilidad del Mn de la dieta en los bovinos.

Los valores de Mo hallados en el presente estudio se encontraron entre los 20 y 224 µg/L, sin existir niveles guía. Las concentraciones son fuertemente influenciadas por el pH del agua subterránea y el estado redox. Así, los rumiantes son particularmente vulnerables a la exposición al Mo, por ejemplo, en las cabras, la deficiencia de Mo se podía vincular a la reducción de la fecundidad y el aumento de la mortalidad (Smedley y Kinniburgh, 2017).

Las concentraciones de Ni halladas en la zona bajo estudio no superaron los valores recomendados (Tabla 1). El Ni es un oligoelemento esencial ya que puede causar diversos síntomas como consecuencia de su deficiencia en diferentes animales. La alteración en la concentración de Ni afecta la producción y acción de algunas hormonas como la prolactina, la adrenalina, la noradrenalina y la aldosterona. (Samal *et al.*, 2011).

El P tiene funciones biológicas más conocidas que cualquier otro elemento mineral. Los signos de deficiencia pueden ocurrir con bastante rapidez si el P es insuficiente. Las manifestaciones clínicas severas de la deficiencia de P incluyen hipofosfatemia aguda, raquitismo en animales jóvenes en crecimiento y osteomalacia en adultos. El exceso de P por otro lado puede causar problemas en el metabolismo del Ca, induciendo una reabsorción ósea excesiva y cálculos urinarios, secundarios a las concentraciones elevadas de P en la sangre (NRC, 2001). Sin embargo, en la literatura consultada no se establecen valores guía respecto de P, presentando una media de 0,89 mg/L en las muestras analizadas (Tabla 1).

Las concentraciones de Sr en las muestras analizadas se encontraron entre 0,4 y 7,42 mg/L, sin poseer niveles guía para su regulación. El Sr se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza; puede estar presente en el agua a partir de fuentes naturales (meteorización de rocas y suelos) o como resultado de actividades humanas (ATSDR, 2004; Zhang *et al.*, 2018). Los intereses ambientales han hecho que se desarrolle investigación concentrada y enfocada en evaluar los riesgos para la salud (ATSDR, 2004; Zhang *et al.*, 2018).

Los fosfatos de roca pueden contener hasta 6000 mg/kg de V, lo que podría ser una fuente potencialmente tóxica (Romoser *et al.*, 1960). Adicionalmente existen fuentes antropogénicas que pueden hacer que esté presente en las aguas subterráneas tales como las industria metalúrgica, química y de los polímeros. (Cantley *et al.*, 1977). Debido a su toxicidad se establece un límite máximo permitido de 100 µg/L (NRC, 2001). Para las muestras analizadas, el 89% superó el valor guía antes mencionado (Tabla 1).

El Zn imparte un sabor astringente indeseable al agua y en niveles muy altos tiene un efecto negativo sobre la absorción y el metabolismo del Cu (Miller *et al.*, 1989). Las concentraciones encontradas oscilaron entre 121 y 603 µg/L, siendo inferiores a los límites máximos permitidos y por ello no tiene implicancias en la salud y producción animal. En lo referido a la deficiencia de Zn, puede producir en cerdos disminución de la ganancia de peso corporal, lesiones cutáneas asimétricas y costrosas (paraqueratosis) en el dorso, las orejas y la cola; engrosamiento y fisuras en las lesiones. En rumiantes, alopecia en hocico, orejas, inicio de la cola, cuartos traseros, flancos y cuello, marcha rígida y tumefacción en la frente alrededor de los cuernos (Radostis, 2002). Produce pérdida de lana y engrosamiento cutáneo en las ovejas e infertilidad en carneros, también origina crecimiento escaso y lesiones cutáneas en cabras (NRC, 2001).

Las aguas subterráneas normalmente se consumen sin tratamiento previo y por lo tanto es necesario el monitoreo de contaminantes para garantizar su seguridad. En este sentido, este estudio representa una instantánea en el tiempo. Se sabe que la composición elemental de las aguas naturales varía significativamente con el tiempo, además de la variación estacional. O'Connor *et al.* (2010) mostraron que, a diferencia del agua superficial, que muestra cambios rápidos y drásticos en su composición, el efecto sobre el agua subterránea es menos pronunciado. Además, los pozos más profundos tienden a mostrar la menor variación temporal. De ahí que resulte de interés la determinación del HEI. Este se enfoca en los metales pesados en las muestras de agua para estimar la calidad de la misma. Este índice clasifica en tres categorías usando un múltiplo del valor medio para demarcar los diferentes niveles de contaminación como bajo ( $HEI < 100$ ), medio ( $100 < HEI < 200$ ), y alto ( $HEI > 200$ ). En ningún caso se observó contaminación por metales pesados clasificándose todas las muestras con un índice bajo.

## Conclusiones

Los resultados del presente estudio brindaron información relevante sobre el estado actual del recurso agua en la Región Semiárida Pampeana, sirviendo de referencia del nivel potencialmente peligroso de metales para la salud animal o de su deficiencia. Se evidencia en todos los casos que las aguas subterráneas estudiadas presentan al menos un parámetro que les impide cumplir con los criterios establecidos para consumo animal y por ello no son adecuadas para su empleo en producción, sin embargo, las muestras no presentan peligrosidad debido a metales pesados. El enriquecimiento de las aguas subterráneas con metales puede deberse a procesos geoquímicos que involucran reacciones de oxidación, lixiviación, evaporación y otras interacciones entre las rocas y el agua. Además, la infiltración y percolación pueden provocar un incremento de la concentración de metales específicos, sin embargo, el alto contenido de As en las aguas subterráneas se correlaciona con orígenes naturales. Este estudio aporta conocimiento y permite crear conciencia en los productores de la región este del departamento Capital (La Pampa).

Se debe continuar con un programa de monitoreo de aguas subterráneas en la búsqueda de signos de contaminación antropogénica durante la observación a largo plazo; así como la realización de estudios para evaluar el grado de vulnerabilidad del acuífero a las acciones antrópicas.

## Agradecimientos

A la Secretaría de Políticas Universitarias, Ministerio de Educación, Argentina. Proyectos de vinculación tecnológica: Universidades agregando valor 2018 "Calidad de Agua y Producción III". (Código de Proyecto: N° RESOL-2018-109-APN-SECPU#MEECYT.); Universidades agregando valor 2017 "Calidad de Agua y Producción II". (Código de Proyecto: 8518. RESOL-2017-5157-APN-SECPU#ME. Referencia: EX-2017-14230137-APN-DNDUYV#ME); Universidades agregando valor 2016 "Calidad de Agua y Producción". (Código de Proyecto: 3655. Resol-2016-2373-E-APN-SECPU#ME. Exp. N3052/16.). Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCYT). Asimismo, al proyecto de investigación es apoyado por la Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam): Proyecto N° 99, 2016 y Proyecto N° 115, 2020. Los autores agradecen al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y a los productores agropecuarios quienes amablemente proporcionaron las muestras.

## Bibliografía

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2004. Public Health Statement for Strontium.
- Auza, N.J.; Olson, W.G.; Murphy, M.J. y Linn, J.G. 1999. Diagnosis and treatment of copper toxicosis in ruminants. *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 214:1624– 1628.
- Bradley, C.H. 1993. Copper poisoning in a dairy herd fed a mineral supplement. *Can. Vet. J.* 34:287– 292.
- Cantley, L.C.Jr; Josephson, L.; Warner, R.; Yanagisawa, M.; Lechene, C.; Guidotti, G. 1977. Vanadate is a potent (Na,K)-ATPase inhibitor found in ATP derived from muscle. *J. Biol. Chem.*, 252(21):7421-7423.
- Carroll, C. y Teagasc, M. 2003. The importance of Water. In Proceedings of the Pig Farmers Conference.
- Chaalal, O.; Zekri, A.Y. y Soliman, A.M. A novel technique for the removal of strontium from water using thermophilic bacteria in a membrane reactor. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. Volume 21, 25 January 2015, Pages 822-827. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.04.018>
- DeRouchey, J., Dritz, S.S., Goodband, R.D., Nelssen, J.L., y Tokach, M.D. 2007. General nutrition principles for swine. Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service, Kansas State University.
- Edet, A.E. y Ofong, O. E. 2002. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal*, 57(4): 295–304. <https://doi.org/10.1023/B:GEJO.0000007250.92458.de>
- Edwards, L. 2018. Drinking water quality and its impact on the health and performance of pigs. Cooperative Research Centre for High Integrity Australian Pork. Innovation Project, 2A-118.
- Faries, F.C.; Reagor, J.C.; Sweeten, J.M. y Loneragan, G.H. 2007. Livestock Water Quality Standards. 2nd Ed. Encyclopedia of Water Science CRC Press, Los Angeles, USA; 172.
- Fernández Cirelli, A.; Schenone, N.; Pérez Carrera, A. y Volpedo, A. 2010. Calidad de agua para la producción de especies animales tradicionales y no tradicionales en Argentina. *AUGMDOMUS*, 1: 45–66. <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/89>
- Fewtrell, L. 2004. Drinking-water nitrate, methemoglobinemia, and global burden of disease: A discussion. *Environmental Health Perspectives*, 112(14): 1371–1374. <https://doi.org/10.1289%2Fehp.7216>
- Giménez-Forcada, E. y Vega-Alegre, M. 2015. Arsenic, barium, strontium and uranium geochemistry and their utility as tracers to characterize groundwaters from the Espadán–Calderona Triassic Domain, Spain. *Sci. Total Environ.* 512, 599–612. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.010>
- Hernández Moreno, D.; Soler Rodríguez, F.; Kammerer, M. y Pérez López, M. 2005. Calidad físico-química del agua de bebida destinada a los rumiantes. *Producción animal*, 214: 19-29.
- Khozyem, H., Hamdan, A.; Tantawy, A.A.; Emam, A. y Elbadry, E. 2019. Distribution and origin of iron and manganese in groundwater: case study, Balat-Teneida area, El-Dakhla Basin, Egypt. *Arabian Journal of Geosciences* 12:523. <https://doi.org/10.1007/s12517-019-4689-1>
- Lardner, H.A.; Kirychuk, B.D.; Brault, L.; Williams, W.D.; Yarotski, J. 2005. The effect of water quality on cattle performance on pasture. *Australian Journal of Agricultural Research* 56(1): 97-104. <https://doi.org/10.1071/AR04086>
- Li, P.; Liu, C.; Zhang, L.; Zheng, S. y Zhang, Y. 2017. Enhanced boron adsorption onto synthesized MgO nanosheets by ultrasonic method. *Ultrasonics Sonochemistry*, 34, 938–946. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.07.029>
- Litter, M.I.; Ingallinella, A.M.; Olmos, V.; Savio, M.; Difeo, G.; Botto, L.; Farfán Torres, E.M.; Taylor, S.; Frangie, S.; Herkovits, J.; Schalamuk, I.; González, M.J.; Berardozi, E.; García Einschlag, F.S.; Bhattacharya, P. y Ahmad, A. 2019a. Arsenic in Argentina: Occurrence, human health, legislation and determination. *Science of the Total Environment*, 676: 756-766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.262>

- Litter, M.I.; Ingallinella, A.M.; Olmos, V.; Savio, M.; Difeo, G.; Botto, L.; Farfán Torres, E.M.; Taylor, S.; Frangie, S.; Herkovits, J.; Schalamuk, I.; González, M.J.; Berardozi, E.; García Einschlag, F.S.; Bhattacharya, P. y Ahmad, A. 2019b. Arsenic in Argentina: Technologies for arsenic removal from groundwater sources, investment costs and waste management practices. *Science of the Total Environment*, 690: 778-789. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.358>
- Miller, W.J.; Amos, H.E.; Gentry, R.P.; Blackmon, D.M.; Durrance, R.M.; Crowe, C.T.; Fielding, A.S. y Neathery, M.W. 1989. Long term feeding of high zinc sulfate diets to lactating and gestating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 72(6): 1499–1508. [https://doi.org/10.3168/jds.s0022-0302\(89\)79260-2](https://doi.org/10.3168/jds.s0022-0302(89)79260-2)
- Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Lenis, N.P., y Vreman, K. 1995. Water in pig nutrition: physiology, allowances and environmental implications. *Nutrition Research Reviews*, 8(1): 137-164. <https://doi.org/10.1079/nrr19950010>
- National Research Council (NRC). 2001. *Nutrient Requirements of Dairy Cattle: Seventh Revised Edition, 2001*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/9825>
- O'Connor, M.; Zabik, M.; Cady, C.; Cousens, B.; Chiarenzelli, J. 2010. Multi-Element Analysis and Geochemical Spatial Trends of Groundwater in Rural Northern New York. *Water*, 2, 217-238. <https://doi.org/10.3390/w2020217>
- Patience, J.F.; Umboh, J.F.; Chaplin, R.K. y Nyachoti, C.M. 2005. Nutritional and physiological responses of growing pigs exposed to a diurnal pattern of heat stress. *Livestock Production Science*, 96(2–3): 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.01.012>
- Patience, J.F. 2012. The importance of water in pork production. *Animal Frontiers*, 2(2): 28–35. <https://doi.org/10.2527/af.2012-0037>
- Radostits, O.M.; Gay, C.C.; Blood, D.C.; Hinchcliff, K.W. 2002. *Medicina Veterinaria*. Vol. II McGraw-Hill- Interamericana de España, S.A.U.
- Red de Seguridad Alimentaria (RSA) - CONICET, 2018. *Arsénico en agua*. ISSN 2618-2785.
- Romoser, G.L.; Loveless, L.; Machlin, L.J. y Gordon, R.S. 1960. Toxicity of vanadium and chromium for the growing chicken. *Poult. Sci.* 39:1288– 1293.
- Saby, M.; Larocque, M.; Pinti, D.L.; Barbecot, F.; Sano, Y. y Castro, M.C. 2016. Linking groundwater quality to residence times and regional geology in the St. Lawrence Lowlands, southern Quebec, Canada. *Applied Geochemistry*, 65, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.10.011>
- Samal, L. y Mushra, C. 2011. Significance of Nickel in livestock health and production. *International Journal for Agro Veterinary and Medical Sciences*. 5 (3): 349-361. <http://dx.doi.org/10.5455/ijavms.20110331111304>
- Sarikhani, R.; Ghassemi, A. y Khoshnam, Z. 2017. Quality Evaluation of Silakhor River Using (HEI, MI) Indices and Multivariate Statistical Analysis (Lorestan Province, West Iran). *International Conference on Hydraulic and Environmental Systems*.
- Shakerkhatibi, M.; Mosafaria, M.; Pourakbar M.; Ahmadnejad, M.; Safavi, N. y Banitora, F. 2019. Comprehensive investigation of groundwater quality in the north-west of Iran: Physicochemical and heavy metal analysis. *Groundwater for Sustainable Development* 8, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.10.006>
- Smedley, P.L. y Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5): 517-568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Smedley, P. L. & Kinniburgh D. G. 2017. Molybdenum in natural water: A review of occurrence, distributions and controls. *Applied Geochemistry*, 84: 387-432. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.008>
- Umar, S., Munir, M.T., Azeem, T., Ali, S., Umar, W., Rehman, A., y Shah, M. A. 2014. Effects of water quality on productivity and performance of livestock: A mini review. *Veterinaria*, 2(2): 11-15.
- Underwood, E.J. 1981. *The Mineral Nutrition of Livestock*. 2nd Edition, Commonwealth Agricultural Bureaux, Slough.
- Zhang, H., Zhou, X.; Wang, L B., Wang, W.D. y Xu, J.L. 2018. Concentrations and potential health risks of strontium in drinking water from Xian, Northwest China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 164: 181-188. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.017>



# Calidad de Agua para Consumo Animal en el Partido de Puan, Buenos Aires.

CERDÁ, C.C.¹; MEDIAVILLA, M.C.¹ y FERNÁNDEZ, E.L.²

¹INTA, EEA Bordenave. ²INTA, EEA Balcarce.

Corina Cerdá - cerda.corina@inta.gob.ar

María Clara Mediavilla - mediavilla.maria@inta.gob.ar

Eduardo Fernández - fernandez.eduardo@inta.gob.ar

## Resumen

En el partido de Puan, la ganadería bovina es una de las principales actividades agropecuarias, sin embargo, el agua es el nutriente al que menos importancia se le da en los sistemas productivos, no considerándose como un alimento más desde el punto de vista de la nutrición. El objetivo del presente trabajo fue conocer la calidad del agua para consumo animal en los establecimientos agropecuarios del partido de Puan, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Las muestras de agua fueron tomadas directamente de los bebederos de los cuales consumían los animales y se analizaron en el laboratorio de Bioquímica Clínica Veterinaria (INTA Balcarce). Se evaluó la aptitud química y toxicológica teniendo en cuenta los siguientes parámetros pH; sales totales (ST); sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ); calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ); cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) y flúor ( $\text{F}^-$ ). Del total de las muestras de aguas analizadas el 59% (n=32) resultaron ser no aptas para consumo animal debido a las elevadas concentraciones de  $\text{F}^- > 2$  ppm. Asimismo, el 41% de las muestras que resultaron ser aptas presentaron bajos contenidos de ST <1000 mg/l, lo que nos indicaría que el aporte de minerales a la dieta de los animales podría ser deficitario por parte del agua. Los resultados de este estudio nos permiten concluir un exceso de  $\text{F}^-$  que hace que dicho parámetro sea analizado con especial énfasis debido a sus efectos negativos que puede producir en el animal, y que generalmente no se considera como un factor limitante para la producción.

## Palabras clave

agua, calidad química, calidad toxicológica, producción animal, ganadería, flúor.

## Introducción

El agua es un recurso imprescindible y de gran impacto en la producción animal, es por ello que la calidad del agua que beben los animales es tan importante como la cantidad (Cerdá *et al.*,2020).

La calidad del agua de bebida reviste una gran importancia en los resultados productivos de un establecimiento agropecuario, pudiendo ser un gran aliado de la producción cuando es de buena calidad, o un elemento perjudicial cuando es de mala calidad (Fernández *et al.*,2020).

En los últimos años se han ido incrementando numerosos problemas relacionados con la calidad de agua que consumen los animales, sin embargo, el análisis del agua sigue siendo una práctica poco habitual en los sistemas de producción. Conocer la calidad química, toxicológica y microbiológica del agua de bebida antes de ofrecerla a los animales, nos daría la pauta si la misma es apta, evitándonos así la aparición de problemas sanitarios, deterioro del estado general del animal y en casos más extremos la muerte. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue conocer la calidad química y toxicológica del agua para consumo animal en los establecimientos agropecuarios del partido de Puan, provincia de Buenos Aires, Argentina.

## Material y Métodos

El estudio se situó en el partido de Puan, ubicado en el Sudoeste Bonaerense Semiárido de la Provincia de Buenos Aires.

Se relevaron 30 establecimientos (n=54) **Fig. 1** en donde predomina la ganadería bovina, cada de uno de los muestreos fueron georreferenciados para una posterior generación de mapas de calidad de agua a través de la utilización de un Sistema de información Geográfico (SIG). Los períodos de muestreo comprendieron desde 2016 a 2019 durante la estación de invierno.

Las muestras de agua fueron tomadas directamente de los bebederos de los cuales consumían los animales. Se utilizaron botellas plásticas de 500 cc, siendo las mismas enjuagadas varias veces con el agua a analizar antes de tomar la muestra definitiva, cada recipiente fue debidamente identificado, acompañado con datos del rodeo y mantenidas en refrigeración a 4°C. Posteriormente fueron remitidas para su análisis al Laboratorio de Bioquímica Clínica Veterinaria del INTA Balcarce.

Sobre las muestras relevadas se evaluó la aptitud química y toxicológica teniendo en cuenta los siguientes parámetros: sales totales (ST) por gravimetría; pH y fluoruros (F<sup>-</sup>) por potenciometría; calcio (Ca<sup>+2</sup>) y magnesio (Mg<sup>+2</sup>) por espectrofotometría de absorción atómica; sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>=</sup>) por turbidimetría, cloruros (Cl<sup>-</sup>) por espectrofotometría UV-Vis; y sodio (Na<sup>+</sup>) por espectrofotometría de emisión.

Se aplicó estadística descriptiva (media±desvío estándar) de las variables analizadas, y los resultados se compararon con valores de referencia de aptitud de agua de bebida para consumo animal (Fuente: Laboratorio de Bioquímica Clínica Veterinaria–INTA Balcarce).

## Resultados y Discusión

En la **Tabla 2**. se presentan los valores medios (media±desvío estándar), máximos y mínimos de los parámetros analizados sobre las muestras de agua. Del total de las muestras analizadas el 59% (n=32) resultaron ser no aptas para consumo animal, debido únicamente a las elevadas concentraciones de fluoruros (F<sup>-</sup>), valores >2 ppm. El mayor valor hallado fue de 6,8 ppm, superando tres veces el límite máximo de tolerancia para consumo animal.

En investigaciones previas, el exceso de F<sup>-</sup> en la ganadería ya ha sido expuesto por otros autores (López *et al.*, 1986; Robles *et al.*, 2015), donde han reportado que el exceso de dicho elemento en el agua de bebida tendría un efecto negativo sobre los animales. Esto estaría asociado principalmente al desgaste prematuro dentario, óseo y en algunos

casos con una hipocupremia secundaria (Suttle et al, 2007). Sin embargo, dicha manifestación de fluorosis no pudo ser comprobada en los animales participantes en este estudio.

Asimismo, de las muestras que resultaron ser aptas, se hallaron bajos contenidos de sales totales (ST) <1000 mg/l, solo un 27% de las muestras analizadas presentaron valores de ST >1000 mg/l. Esto nos indicaría que el principal aporte de minerales a la dieta de los animales podría ser deficitario por parte del agua.

Mientras que para sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) no se evidenciaron concentraciones superiores a los >1500 mg/l, sin embargo, en una de las muestras analizadas se halló un valor cercano al umbral límite. El hallazgo de este valor máximo de 1470 mg/l obliga a realizar un control periódico, ya que esta concentración puede diferir según la época del año y transformarse rápidamente en un agua de mala calidad.

Con respecto a los parámetros restantes pH,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$  no presentaron valores superiores a los de referencia.

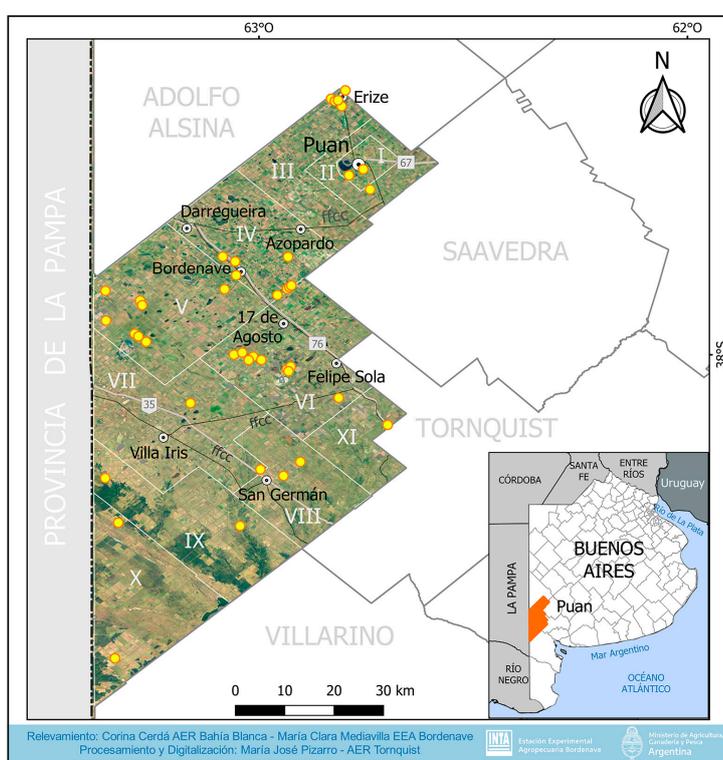


Figura 1. Zona de estudio y localización de las muestras de agua de bebida relevadas en el Partido de Puan, Provincia de Buenos Aires.

Parámetros	*VR	Valores medios	Mínimo	Máximo
pH	6,8-9,2	8,2±0,4	7,2	9,3
ST (mg/l)	<7000	765,8±775,4	60,0	5674,0
$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	<1500	131,4±204,4	4,6	1470,0
$\text{Ca}^{+2}$ (mg/l)	<200	23,7±26,0	2,0	188,0
$\text{Mg}^{+2}$ (mg/l)	<500	13,9±10,1	1,0	45,0
$\text{Cl}^-$ (mg/l)	<4000	140,5±337,3	0,0	2282,0
F (ppm)	<2	2,3±1,3	0,19	6,8

\*Valores de Referencia (VR) Laboratorio de Bioquímica Clínica Veterinaria (INTA Balcarce).

Tabla 2. Valores (media±desvío estándar) de los parámetros evaluados para las muestras de agua en los establecimientos agropecuarios muestreados.

## Conclusiones

Los resultados de este estudio nos permiten concluir exceso de F<sup>-</sup> que hace que dicho parámetro sea analizado con especial énfasis debido a sus efectos negativos que puede producir en el animal, y que generalmente no se considera como un factor limitante en la producción.

## Bibliografía

López, T. A., Odriozola, E. R., Allasia, A. A., Santonia, H. y Elverdín, J. H. 1986. Exceso de fluoruros en aguas de consumo animal: ¿factor causante del desgaste dental prematuro en el ganado? Vet. Arg. 3 (24):401-402.

Robles, C., Cabrera, R. y Martínez, A. 2015. Desgaste dentario en ovinos Merino de la Patagonia Argentina, tras la erupción en Chile del volcán Puyehue. Rev. Med. Vet. 96(2):10-14.

Suttle, N. y Jones, D. 2007. Micronutrient imbalance. En: Aiken, I. D. (ed). Sheep diseases Blakwell Publishing. UK. pp. 377-394.

Fernández, E., Cerdá, C.C, Méndez, L.L, Méndez, M.A, Recalt, A.V. y Morsella, C.G. 2020. Revista Argentina de producción animal Vol. 40 1 Supl. 1:1-28.

Cerdá, C.C, Fernández, E., De Lucía, M. y Carrasco, M.S. 2020. Rev. Arg. De Prod. Anim. Vol. 40 Supl. 1:1-28

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio de Bioquímica Clínica Veterinaria (INTA Balcarce) y a la Lic. en Geografía María José Pizarro (AER. Tornquist –EEA Bordenave).

# Estudios complementarios de la calidad de agua de bebida animal mediante bioensayos de toxicidad con *Lactuca sativa*.

RODRIGUEZ, MS<sup>1,2</sup>, FERNÁNDEZ CIRELLI, A.<sup>1,2,3</sup>, PÉREZ CARRERA, A.L.<sup>1,2,3</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua. Universidad de Buenos Aires-CONICET.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Veterinarias. Instituto de Investigaciones en Producción Animal.

<sup>3</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Cátedra de Química Orgánica de Biomoléculas. Buenos Aires, Argentina. Av. Chorroarín 280.

msrodriguez@fvvet.uba.ar

## Eje 1. El agua en la producción animal

En regiones agropecuarias, la presencia excesiva de minerales, contaminantes o nutrientes afectan la calidad del agua y condicionan su utilización para la bebida del ganado. En los sistemas de producción animal, la calidad del agua es evaluada según parámetros físico-químicos y microbiológicos. Los bioensayos de toxicidad nos permiten evaluar los efectos fitotóxicos combinados de todas las sustancias presentes en el agua además de ser indicadores de posibles efectos sobre otros organismos. El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua de bebida animal en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y el sudeste de Córdoba desde un punto de vista físico-químico y toxicológico. En el presente trabajo se relevaron 30 establecimientos entre la zona sudoeste de la provincia de Córdoba y el noreste de la provincia de Buenos Aires.

Se tomaron un total de 55 muestras de agua de bebida animal, se determinaron los principales parámetros físico-químicos y la concentración de elementos traza. Los bioensayos con semillas de *Lactuca sativa* se realizaron por triplicado durante 120 horas. Se registró el porcentaje de germinación (GRS), el crecimiento radicular relativo (CRR), se calculó un índice de germinación (IG) y el índice de germinación normalizada (IGN). En las muestras provenientes de Buenos Aires, la mediana del GRS fue de 69, del CRR de 51,61 y del IG de 37,12. En las muestras provenientes de Córdoba, la mediana de GRS fue de 81, el CRR de 58,16 y el IG de 47,25. Mediante el cálculo del IGN, se observó que las muestras de agua provenientes de ambas zonas de estudio tuvieron niveles de toxicidad leves a moderados, coincidiendo además con aquellas muestras donde las concentraciones de elementos traza y niveles de parámetros físico-químicos superaban los recomendados para agua de bebida animal. Los resultados obtenidos muestran la utilidad de los bioensayos de toxicidad como complemento de las determinaciones físico-químicas, debido que nos permiten observar los efectos sinérgicos de los distintos constituyentes presentes en el agua de bebida animal, no observables en dichas determinaciones.

## Introducción

El agua es un recurso natural indispensable para el desarrollo de los sistemas de producción animal. Por tal motivo, es fundamental asegurar una provisión adecuada en cantidad y calidad, que permita cubrir los requerimientos nutricionales y sanitarios del ganado (Arellano *et al.*, 2022).

En Argentina, la mayoría de los sistemas de producción agropecuaria se encuentran en la región chachopampeana. Dicha zona posee características edafoclimáticas que la hacen óptima para la producción animal (Bundschuh *et al.*, 2004; 2012, Farias *et al.*, 2003; Pérez Carrera *et al.*, 2005; 2007). En esta región, el agua utilizada para consumo animal proviene principalmente de fuentes subterráneas donde muchas veces las concentraciones elevadas de sales presentes y/o elementos traza como arsénico (As), flúor (F) y vanadio (V) afectan la calidad del recurso (Fernández Cirelli *et al.*, 2010, Pérez Carrera *et al.*, 2005; 2007). Los criterios que habitualmente se tienen en cuenta en la determinación de la aptitud del agua para bebida animal son sus características físico-químicas, la presencia y concentración de compuesto tóxicos, el exceso de minerales y la presencia de microorganismos patógenos (NRC, 2001).

A nivel mundial, existen guías de calidad de agua de bebida animal que recomiendan los valores máximos de sales disueltas o determinados elementos que pueden estar presentes en el agua. La USEPA (United States Environmental Protection Agency) establece niveles mínimos y máximos de algunos compuestos para agua destinada al consumo animal. Sin embargo, estos valores pueden variar según distintas directrices (Socha *et al.*, 2002). A nivel nacional, la Ley de Residuos Peligrosos (Ley 24.051) recomienda concentraciones máximas de algunos compuestos orgánicos e inorgánicos que podrían estar presentes en el agua para que la misma pueda ser destinada para consumo animal. Por otro lado, algunos autores como Sager (2000) y Bavera *et al.*, (1979; 2011) recomiendan niveles máximos y mínimos de otros parámetros importantes al momento de evaluar la aptitud del agua para bebida animal, entre los que se encuentran el pH, sólidos totales disueltos (STD), dureza total, dureza de Ca y de Mg, sulfatos y nitratos, entre otros.

Otro enfoque que cobró relevancia en los últimos años es el toxicológico, el cual se propone como complemento para las determinaciones físico-químicas y microbiológicas utilizadas habitualmente para establecer la aptitud de agua de consumo animal. El uso de bioensayos de toxicidad permite evaluar los posibles efectos combinados y/o antagonistas de los distintos constituyentes del agua y consisten en la exposición de grupos de organismos a determinadas concentraciones de un tóxico por un tiempo determinado en condiciones controladas y estandarizadas de laboratorio (Bagur-González *et al.*, 2011). La germinación de semillas y la prueba de elongación radicular son de los indicadores más simples para el biomonitorio ambiental y constituye una herramienta relevante en estudios ecotoxicológicos de compuestos químicos en agua (Wang *et al.*, 1987; 2001, Di Savatore *et al.*, 2008, 1995; Lytle *et al.*, 2001). Por otro lado, la inhibición en la elongación de la radícula y el hipocótilo constituyen indicadores subletales muy sensibles para la evaluación de efectos biológicos en la germinación de *L. sativa*. Estos indicadores son parámetros que permiten identificar cambios en la calidad del agua, debido a que sus resultados se basan en la sensibilidad de las plantas centinela cuando son expuestas al agua (Romero *et al.*, 2014).

En este contexto, el objetivo principal de este estudio es evaluar la calidad de agua de bebida animal provenientes del noroeste de la provincia de Buenos Aires y el sudeste de Córdoba mediante determinaciones físico-químicas habituales, y comparar la información obtenida con las respuestas del bioensayo de toxicidad con *L. sativa*.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada al noroeste de la provincia de Buenos Aires y en el sudeste de la provincia de Córdoba. Las zonas de estudio fueron seleccionadas teniendo en cuenta las condiciones climáticas, topográficas, edáficas y fitogeográficas que poseen y que benefician las actividades de agricultura y ganadería. En Buenos Aires se analizaron muestras provenientes de establecimientos ganaderos ubicados en las localidades de Cañuelas, Suipacha, Mercedes, Navarro, San Pedro, San Antonio de Areco y en Córdoba, las localidades de Ballesteros, Bell Ville, Morrison,

San Marcos y Laboulaye (Fig. 1).

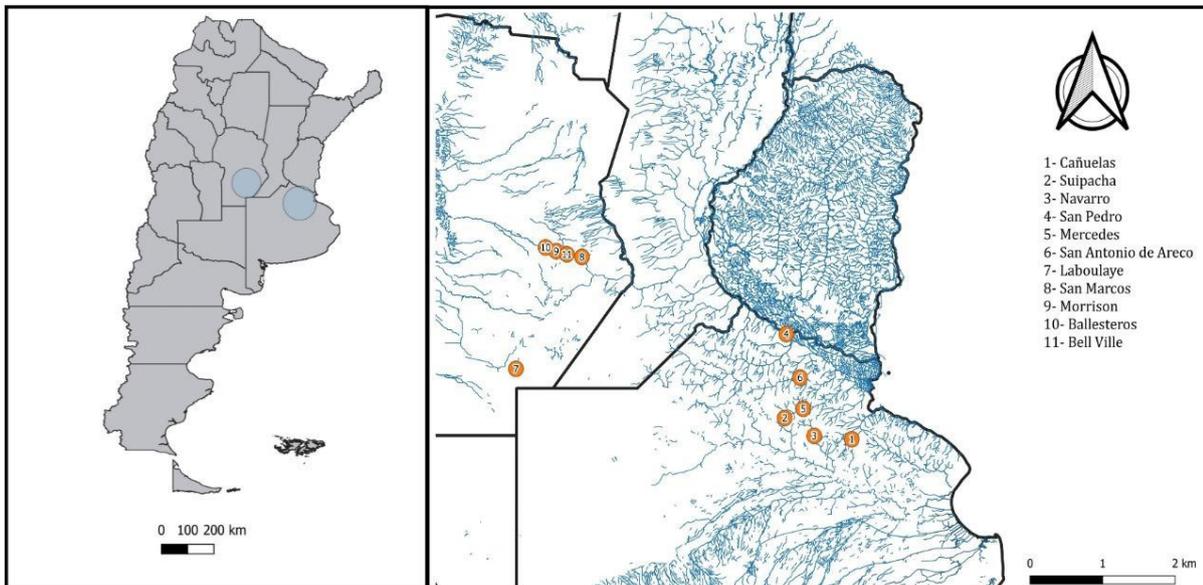


Fig 1.: Ubicación de la zona de estudio y las localidades muestreadas.

## Recolección de muestras de agua

Las muestras de agua subterránea se recolectaron de perforaciones que son destinadas para consumo animal. Se colectaron en total de 55 muestras de agua pertenecientes a 30 establecimientos relevados. Algunos establecimientos presentaban más de un pozo de suministro de agua en distinta profundidad, es decir, provenientes de la capa semisurgente y freática. Las muestras se recolectaron por duplicado (1 L) en recipientes de polietileno previamente enjuagados con agua destilada, cerrados y sin dejar cámara de aire. Para la determinación de los elementos traza se recolectaron 100 ml de agua a los que se adicionó ácido nítrico 0,2% v/v. Se recolectaron 50 ml adicionales en cada perforación para el desarrollo de los bioensayos de toxicidad con *L. sativa* en el laboratorio. En todos los casos se evitó el contacto de las muestras con la luz y se las mantuvo refrigeradas hasta su procesamiento en el laboratorio (APHA, 1993; 2005).

## Determinaciones físico-químicas

Se determinaron in situ conductividad y pH con conductímetro y pHmetro (Hanna H19033W y Hanna HI 9025CW) y nitratos por colorimetría (HACH, DR/890). En el laboratorio, los análisis de las muestras de agua fueron realizados según técnicas empleadas habitualmente y descritas en APHA, 1993; Rodier, 1981, y el US Geological Survey. La determinación de calcio (Ca), magnesio (Mg) y cloruros se realizó por la metodología de titulación. Los sulfatos fueron determinados por la técnica de volumetría de precipitación por retorno. La determinación de As, Mo y V se realizó mediante técnica de Espectrofotometría de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento (ICP-OES Inductively coupled plasma – optic emission spectroscopy) con el equipo PERKIN ELMER Optima 2000 DC y la de fluoruro se realizó con electrodo de ión selectivo (Orion 9606 BN). Para la calibración del equipo se utilizaron materiales de referencia con certificado de trazabilidad. Además, se utilizaron materiales de referencia del National Water Research Institute of Canada (NWRI), con contenidos certificados de todos los elementos minoritarios para la verificación de la calibración y la validación del método analítico. El error del método fue menor al 1%.

## Bioensayos de toxicidad con *Lactuca sativa*

Los bioensayos se realizaron con semillas de *L. sativa*, especie validada y utilizada para evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o de mezclas complejas de éstos presentes en el agua, siguiendo las recomendaciones de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) (2003), USEPA (1996) y Rodríguez Romero *et al.*, 2014. Se colocaron 20 semillas de *L. sativa* variedad "Gallega" en cada caja Petri y se agregaron 2 ml de agua de los establecimientos muestreados. El control positivo se realizó con una solución de dicromato de potasio y el control negativo con agua destilada. Las semillas se expusieron a condiciones controladas de temperatura ( $20 \pm 2$  °C) y en oscuridad durante 120 horas. Todos los ensayos se realizaron por triplicado. Se consideraron germinadas aquellas semillas que presentaron una radícula  $> 2$  mm. Una vez finalizado el tiempo del ensayo, se registraron el porcentaje de germinación relativo (GRS), el crecimiento radicular relativo (CRR), el índice de germinación (IG) y el índice de germinación normalizada (IGN). El IGN establece valores de toxicidad desde  $-1$  a  $> 0$  bajo las siguientes categorías: índice de 0 a  $-0.25$  baja toxicidad, de  $-0.25$  a  $-0.5$  toxicidad moderada, de  $-0.5$  a  $-0.75$  muy tóxico y de  $-0.75$  a  $-1.0$ , toxicidad muy alta (Bagur González *et al.* 2011).

## Análisis de datos

El análisis estadístico de los resultados obtenidos en las determinaciones físico-químicas y los bioensayos se realizó con el programa estadístico RStudio. En todos los casos se aplicaron las pruebas de Bartlett y Shapiro-Wilk para comprobar la homocedasticidad y normalidad, respectivamente. Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para aquellos elementos que no cumplían con alguno de los supuestos y análisis de la varianza (ANOVA) y prueba Tukey para aquellos con distribución normal. Adicionalmente, se establecieron correlaciones de Pearson. Con respecto a los elementos traza, en aquellas muestras donde la concentración registrada de un elemento analizado estaba por debajo del LC (límite de cuantificación del equipo utilizado), este se reemplazó con un valor de la mitad del LC correspondiente (Ronco *et al.*, 2016); para aquellos elementos donde la concentración en dos o más muestras se encuentran por debajo del LC, fueron discriminadas de los análisis estadísticos (Avigliano *et al.*, 2019)

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Parámetros físico-químicos y elementos traza

En la zona de estudio se utiliza principalmente agua subterránea para consumo animal proveniente tanto de la capa freática (3 a 15 m de profundidad) como de pozos semisurgentes (80 a 120 m de profundidad). Los principales resultados de las determinaciones físico-químicas de las muestras de agua de bebida animal analizadas se muestran en la **Tabla 1**.

Tabla 1: Resultados obtenidos de los principales parámetros físico-químicos determinados de las muestras de agua de los establecimientos ubicados en el noroeste de la provincia de Buenos Aires y el sudeste de Córdoba.

	Zona noroeste de provincia de Buenos Aires (n=25)			Zona sudeste de provincia de Córdoba (n=30)		
	Media ± DE	Mediana	Rango	Media ± DE	Mediana	Rango
pH	7,77 ± 0,6	7,67	6,55 - 8,72	7,9 ± 0,4	7,95	7,25 - 8,23
SDT (mg/L)	809 ± 640	597,0	175 - 2640	2029 ± 1840	1143,25	216,5 - 6595
% NaCl	3,2 ± 2,6	2,34	0,70 - 10,56	7,8 ± 7,3	4,25	0,80 - 25,8
CE (µS/cm)	1585 ± 1232	1194,0	350-5280	4058 ± 3680	2286,5	433 - 13190
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	116 ± 163	61,75	4,86 - 675	41 ± 67	11,89	0,88 - 217,92
Dureza Total (mg CO3/L)	274 ± 232	194,75	48,40 - 950	123 ± 142	62,84	7,27 - 550
Dureza de Ca (mg/L)	111 ± 132	65,31	27 - 555,75	101 ± 139	24,15	3,85 - 550
Dureza de Mg (mg/L)	162 ± 119	130,70	11 - 394,25	22 ± 25	8,55	7,5 - 89,3
Nitratos (mg/L)	3,0 ± 3,7	1,70	0,4 - 16,2	2,4 ± 3,1	1,3	0,20 - 14,7
Sulfatos (mg/L)	73 ± 105	35,30	2,7 - 441,3	46 ± 33	32,8	12,3 - 132,5
Fosfatos (mg/L)	0,35 ± 0,34	0,21	0,2 - 0,99	0,24 ± 0,37	0,01	0,01 - 1,4

Las muestras de agua provenientes ambas de zonas de estudio mostraron ser ligeramente alcalinas. Teniendo cuenta límites de pH para agua de bebida animal recomendados por Bavera *et al.*, 2011, el 68% de las muestras de agua provenientes de la zona noroeste de Buenos Aires pueden ser consideradas "no aptas" para el consumo animal, mientras que aquellas que provienen de Córdoba, únicamente el 10% presenta valores de este parámetro dentro de los recomendados para bebida animal (**Fig.2**).

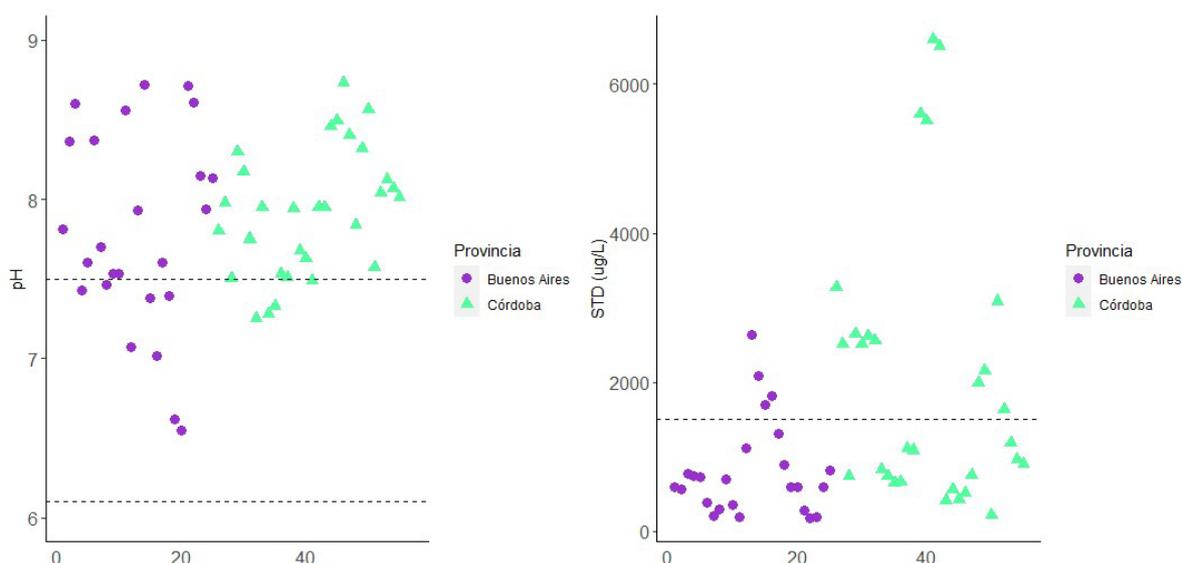


Fig 2: Izquierda: Valores de pH las muestras provenientes de Buenos Aires y Córdoba. La línea de corte indica los valores de referencia de pH para agua de bebida animal recomendado por Bavera *et al.*, 2011 (6,1 a 7,5). Derecha: Valores de STD de las muestras de agua de la zona de estudio. La línea de corte indica el valor recomendado por la Sager (2000) de 1500 mg/L para agua de bebida.

El contenido de STD es un parámetro comúnmente utilizado para evaluar la salinidad del agua. En la **Fig. 2** se observa que el 16% de las muestras de agua provenientes de los establecimientos relevados en provincia de Buenos Aires superan los valores recomendados por Sager (2000) para consumo animal, mientras que en aquellas provenientes

de establecimientos del sudeste de la provincia de Córdoba, el 47% superó dicho límite. La conductividad eléctrica (CE) es otro parámetro utilizado para indicar la salinidad del agua siempre y cuando, la muestra no sea muy salina o diluida. La FAO recomienda valores menores a 8000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  como regulares, y aquellas que poseen un valor mayor a 11000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  son consideradas como no aptas para el consumo del ganado (FAO, 1985). Por otro lado, Sager (2000) sugiere que aquellas muestras de agua que presenten valores de conductividad eléctrica inferiores a 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  serían consideradas como deficientes en contenido salino, siendo insuficientes para los requerimientos minerales de los animales. De los valores de CE registrados en este estudio, únicamente cuatro muestras de agua provenientes del sudeste de Córdoba son consideradas como "no aptas" teniendo en cuenta los valores recomendados por la FAO. Pero, al considerar el límite propuesto por Sager (2000), el 64% de las muestras de agua de bebida animal provenientes de Buenos Aires y el 20% de Córdoba pueden ser consideradas como "no aptas" por presentar valores inferiores a los recomendados. Los niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  superiores a los 500 mg/L pueden producir interferencia en la absorción de otros elementos como el Cu, Ca y el Mg (Sager, 2000). Todas las muestras de agua analizadas en este estudio presentaron valores inferiores a los valores máximos recomendados por NRC (2001) de 1000 mg/L para animales adultos.

Por otro lado, la totalidad de las muestras de agua de establecimientos de Buenos Aires y Córdoba presentaron niveles inferiores al propuesto por Grant (1996) de 250 mg/L en cuanto al contenido de  $\text{Mg}^{2+}$ . De las muestras provenientes de Buenos Aires, únicamente el 9,89% de las muestras de agua excedieron el límite recomendado de  $\text{Ca}^{2+}$  y ninguna de las muestras de agua presentó valores de  $\text{Ca}^{2+}$  superiores a los recomendados por Grant 1996 (500 mg/L). En cuanto a la dureza, según la clasificación propuesta por Durfor *et al.*, (1964), el 51% de las muestras de agua provenientes de Buenos Aires pueden ser clasificadas como "muy duras", el 18% "duras" y el 22,2% restante está integrado por aguas "blandas" y "moderadamente blandas". Mientras que, en Córdoba, el 48% de las aguas pueden ser clasificadas como "blandas", el 25,8% como "muy duras" y el 9,7% restante como "moderadamente duras". En el caso de los nitratos, en ninguno de los establecimientos estudiados los valores hallados se encontraron por encima de los niveles recomendados para agua de bebida destinada a ganadería (200 mg/L; Sager, 2000). Estos valores se encuentran dentro de los informados anteriormente en la llanura chacopampeana por Nicolli 1989; 2012; Farías *et al.*, 2003; Espósito *et al.*, 2010 y Pérez Carrera *et al.*, 2013; 2014.

En relación a los elementos traza analizados, la llanura chacopampeana es una de las zonas más afectadas por la presencia de As en agua subterránea, donde el área afectada posee una superficie aproximada de 1 millón de  $\text{km}^2$  (Bundschuh *et al.*, 2004; 2012, Farías *et al.*, 2003). En las muestras analizadas en este estudio, los niveles de As registrados (Fig 3.) presentaron una gran variabilidad entre los establecimientos estudiados en ambas zonas de estudio, encontrándose los niveles más elevados en el sudeste de Córdoba. En el 73% de las muestras provenientes de Córdoba se detectó presencia de As, de las cuales solo una muestra proveniente de un establecimiento ganadero de Bell Ville superó el límite recomendado para agua de bebida animal acorde a la Ley 24.051 (500  $\mu\text{g}/\text{L}$ ). Con respecto a los establecimientos ubicados en la provincia de Buenos Aires se detectó As en el 6,6% de las muestras de agua, y en ninguna se excedió la concentración recomendada por la Ley Nacional 24.051. Por otro lado, el 7,1 % de las muestras de agua provenientes de la provincia de Córdoba exceden el límite establecido por la NRC de 200  $\mu\text{g}/\text{L}$ . Los valores detectados en este estudio son similares a los reportados por otros autores en la zona (Farías *et al.*, 2003; Busso *et al.*, 2005; Cabrera *et al.*, 2005; 2005; Paoloni *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2009; Espósito *et al.*, 2010; Pérez Carrera *et al.*, 2007; 2014; 2016). Con respecto al Mo (Fig. 3), el 40% de las muestras analizadas en Buenos Aires presentaron valores en un rango de <LC a 25,9  $\mu\text{g}/\text{L}$ , y en Córdoba, un rango de <LC a 442,9  $\mu\text{g}/\text{L}$ . En ambas zonas, ninguno de los valores superó los recomendados para Mo en agua de bebida animal recomendados por la Ley 24.051 de 500  $\mu\text{g}/\text{L}$ .

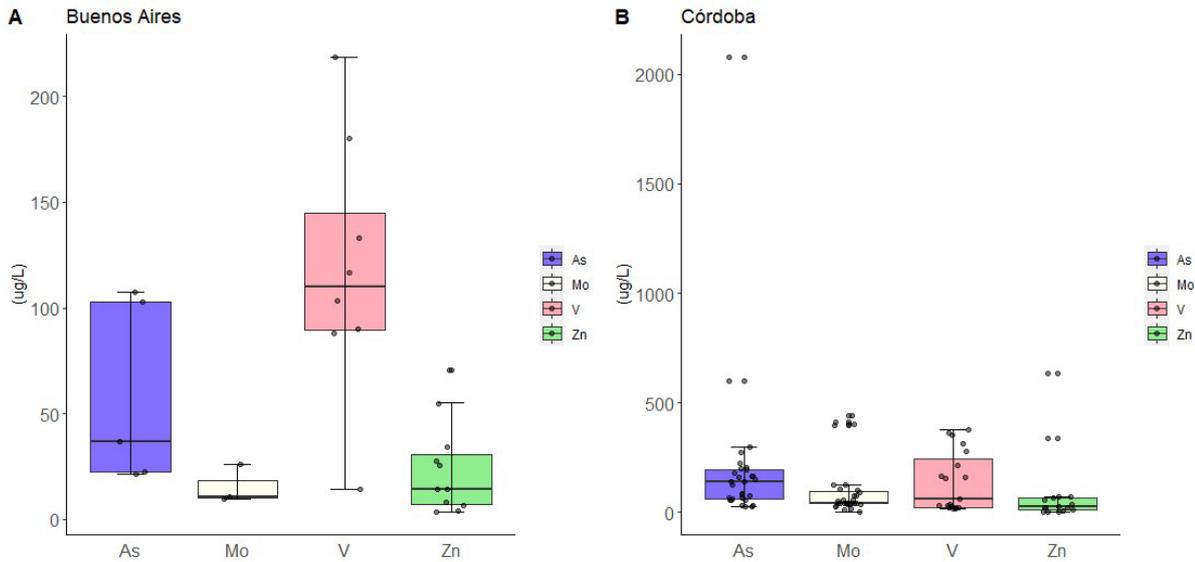


Fig 3: Concentraciones de elementos traza registrados en las muestras de agua de bebida animal provenientes del el noroeste de Buenos Aires (A) y el sudeste de Córdoba (B).

En relación al V (Fig 3), en la llanura pampeana se han reportado concentraciones de este elemento en agua subterránea en un amplio rango que va desde <9 a 1715 µg/L (Pérez Carrera *et al.*, 2010). La Ley 24.051 recomienda un valor máximo de 100 µg/L para agua de bebida animal. En Buenos Aires, los valores estuvieron en un rango de ≤ 8 µg/L (límite de detección= LD) a 218 µg/L alcanzando una mediana de 88,8 µg/L y un D.E de 76,3. En la provincia de Córdoba, los valores tuvieron un de ≤8 µg/L (LD) y 600,4 µg/L con una mediana de 29,5 µg/L. Los niveles determinados en este estudio se corresponden con los informados anteriormente en trabajos realizados en nuestro laboratorio (Pérez Carrera *et al.*, 2014).

Con respecto al F (Fig. 4), este elemento se encuentra presente en matrices ambientales debido tanto a causas naturales como antropogénicas. En las muestras provenientes del noroeste de Buenos Aires, los valores registrados fueron de <LD a 2144,2 µg/L y en Córdoba un rango de <LD a 2338,6 µg/L. Por otro lado, el 31,25% de las muestras provenientes de la zona noroeste de Buenos Aires presentaron concentraciones por encima del valor recomendado por la Ley 24.051 (1000 mg/L) para agua de bebida animal, y en el sudeste de Córdoba el 30%.

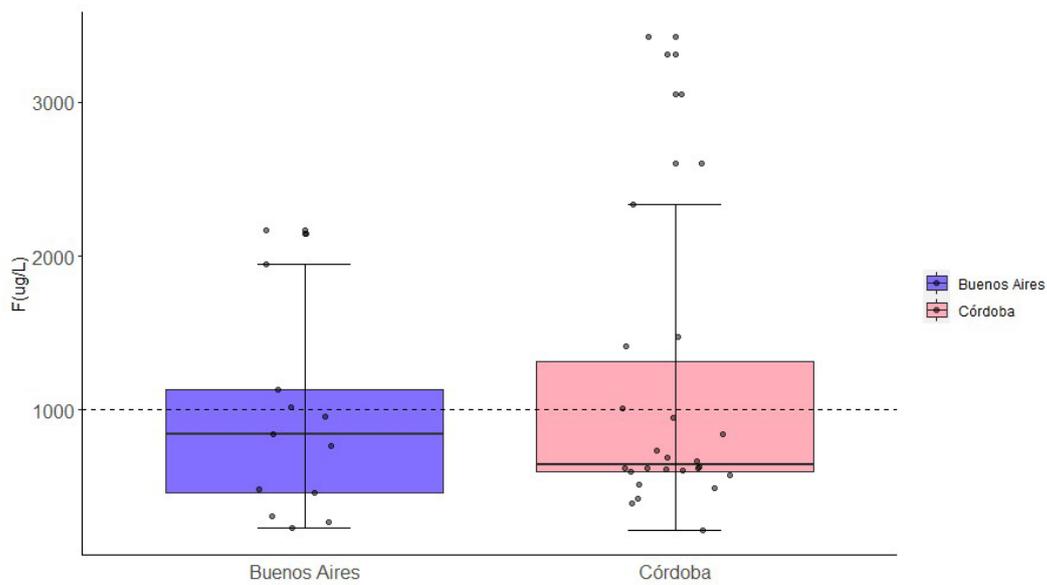


Fig 4. Concentraciones de F (mg/L) registradas en las muestras de agua de bebida animal provenientes del sudeste de Córdoba y del noroeste de la provincia de Buenos Aires.

## Bioensayo de toxicidad con *L. sativa*

Con las muestras de agua de bebida animal provenientes de los establecimientos ganaderos ubicados en el sudeste de Córdoba y del noroeste de la provincia de Buenos Aires se realizaron los bioensayos con *L. sativa*. Una vez finalizados, se calcularon el CRR, GRS, IG y el IGN.

El CRR representa el porcentaje del crecimiento de las semillas que fueron expuestas a las muestras de agua de los distintos establecimientos ganaderos en relación al control negativo. Las medianas de los CRR obtenidos se presentan en la Fig 5, siendo de 51,61% para Buenos Aires y 58,16% para Córdoba. El CRR del control negativo fue de 100%. En los ensayos realizados no se observaron diferencias estadísticamente significativas ( $p > 0.05$ ) entre las zonas estudiadas. Por otro lado, las correlaciones más significativas del CRR se dieron con los parámetros asociados a la salinidad y la concentración de nutrientes presentes en las muestras de agua, siendo con los STD ( $p = -0.911$ ), nitrato ( $p = -0.845$ ),  $SO_4^{2-}$  ( $p = -0.930$ ) y con  $PO_4^{3-}$  ( $p = -0.892$ ), parámetros que influyen directamente con el crecimiento radicular de las semillas.

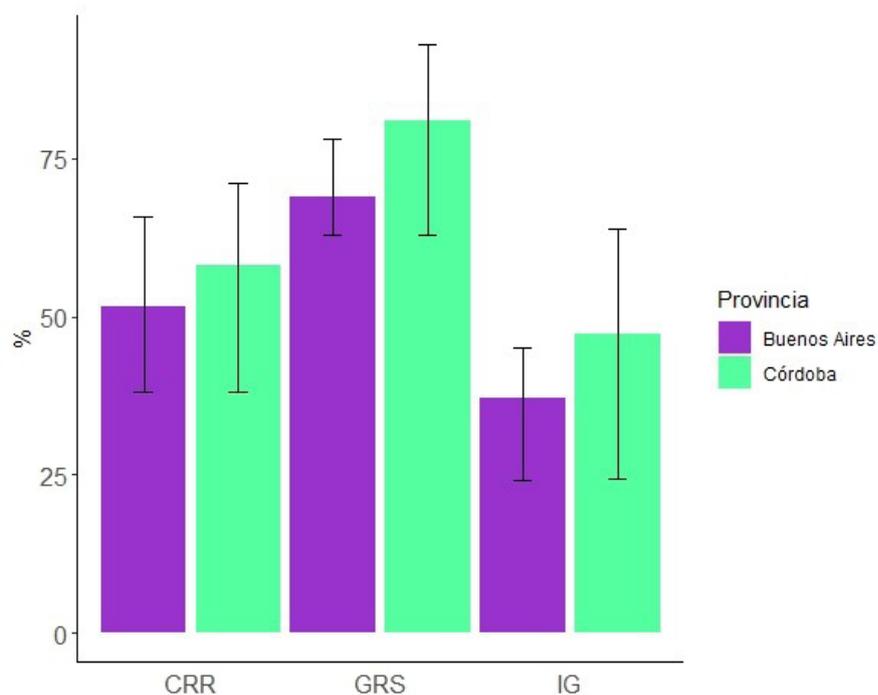


Fig. 5. Porcentajes de CRR, GRS e IG obtenidos en los bioensayos de toxicidad de *L. sativa* con las muestras de agua de bebida animal de la zona de estudio.

El GRS representa el porcentaje de semillas de *L. sativa* germinadas en las muestras de agua de la zona de estudio con respecto a las semillas germinadas en el control negativo. Las muestras provenientes del sudeste de la provincia de Buenos Aires presentaron los valores de GRS más bajos (mediana 69%), mientras que los ensayos realizados con las muestras de Córdoba presentaron una mediana de 81% (Fig 5). Esto puede deberse a que las muestras provenientes de esta zona poseen mayor dureza, con altas concentraciones de SDT, PO<sub>4</sub>-3 y nitrógeno que podría inhibir la germinación de *L. sativa*. Además, al igual que el CRR, el GRS presentó correlaciones negativas con los niveles hallados de STD ( $p = -0.801$ ), nitrato ( $p = -0.795$ ), SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> ( $p = -0.0.858$ ), PO<sub>4</sub>-3 ( $p = -0.819$ ) y con la DCa ( $p = -0.934$ ). Otros autores han reportado los efectos inhibitorios de estos compuestos en la germinación de las semillas de *L. sativa* (Al-Maskri et al, 2010) como así también en otras especies como *Capsicum annum* (Demir et al, 2008). Finalmente, a pesar que el nitrógeno estimula la germinación (Li et al, 2005), autores como Wong et al. (1983) y Fuentes et al. (2004) mencionan que las altas concentraciones de este elemento pueden generar efectos fitotóxicos en la germinación de las semillas de diversas plantas.

El IG representa el producto de la germinación relativa de las semillas por el crecimiento relativo de la radícula. Además, constituye un indicador de la interacción de los factores que promueven o inhiben la germinación, así como los respectivos factores que favorecen o inhiben el crecimiento de la radícula (Romero et al, 2014). Los resultados obtenidos muestran que las muestras de agua de bebida animal provenientes del sudeste de Córdoba presentan una mediana de 47,25% (Fig 5), mientras que en la zona noroeste de Buenos Aires presentaron una mediana de IG más baja (37,12%), indicando que las características físico-químicas de la zona tienen una mayor influencia negativa en la germinación y el crecimiento radicular de las semillas de *L. sativa*.

Finalmente, el IGN permitió clasificar las muestras de agua provenientes de la zona de estudio según su nivel de toxicidad, siendo consideradas como moderadamente tóxicas las muestras de agua provenientes del noroeste de Buenos Aires (mediana -0,31) y, de toxicidad baja aquellas provenientes de Córdoba (mediana -0,19). Como ya se indicó anteriormente, las muestras de agua de bebida animal provenientes de Buenos Aires y Córdoba presentaron valores altos de los parámetros relacionados con la salinidad y superiores a los recomendados para consumo animal, y con concentraciones de nitrógeno, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> y PO<sub>4</sub>-3, que si bien se encuentran dentro de las recomendadas para agua de bebida animal, pueden presentar efectos inhibitorios en las semillas de *L. sativa*.

## Conclusiones

En este trabajo se evaluaron los parámetros físico-químicos del agua de bebida animal del sudeste de Córdoba y del noroeste de la provincia de Buenos Aires y las diferentes respuestas biológicas del bioensayo de toxicidad con *L. sativa* de forma integrada. Esta integración permitió identificar que, si bien las características físico-químicas de ambas zonas de estudio ejercen efectos inhibitorios en el organismo utilizado, las muestras provenientes de Buenos Aires presentan características que inhiben, significativamente, tanto la germinación como el crecimiento radicular, pudiendo presentar concentraciones de algún compuesto no incluido en los análisis realizados en este estudio. Por otro lado, los resultados obtenidos muestran la utilidad de los bioensayos de toxicidad como complemento de las determinaciones físico-químicas, debido que nos permiten observar los efectos sinérgicos de los distintos constituyentes presentes en el agua de bebida animal, no observables en dichas determinaciones. El bioensayo de toxicidad con *L. sativa* mostró ser una técnica simple, rápida y económica que puede ser utilizada como aproximación en aquellos sitios en los que no tengan acceso a determinaciones más complejas y con mayores insumos. Además, permitió identificar efectos inhibitorios en parámetros que, si bien se encontraban dentro de los valores recomendados para agua de bebida animal, inhiben de forma significativa tanto la germinación como el crecimiento radicular de *L. sativa*. Finalmente, el uso del IGN permitió establecer una clasificación de la toxicidad de las muestras de agua de ambas zonas de estudio de forma integradora teniendo en consideración los puntos finales de evaluación del bioensayo y las características físico-químicas del agua de bebida animal.

## Bibliografía

- Al-Maskri A., Al-Kharusi L., Al-Miqbali H. y Mumtaz Khan M. (2010). Effects of salinity stress on growth of lettuce (*Lactuca sativa*) under closed-recycle nutrient film technique. *Int. J. Agric. Biol.* 12, 377-380.
- APHA (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20a ed. American Public Health Association. Washington, EUA, 1325 pp.
- APHA. (1993) Standard methods for the examination of water and wastewaters. American Public Health Association, New York. 874pp
- Avigliano, E., Monferrán, M.G., Sánchez, S., Wunderlin, D.A., Gastaminza, J., & Volpedo, A.V (2019). Distribution and bioaccumulation of 12 trace elements in water, sediment and tissues of the main fishery from different environments of the La Plata basin (South America): Risk assessment for human consumption. *Chemosphere*. Vol 236, Dec 2019.
- Bagur-González M.G., Estepa-Molina C., Martín-Peinado, F. y Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *J. Soil. Sediment.* 11, 281-289.
- Arellano, F., Rodriguez, MS., Alvarez-Goncalvez, C., Fernandez Cirelli, A., y Pérez Carrera, A. (2022). Elementos traza de importancia nutricional y toxicologica: biotransferencia desde matrices ambientales a alimentos de origen animal. Revisión bibliografica. *InVet* 2021, 23 (2): 01-19. ISSN 1514-6634 (impreso) ISSN 1668-3498 (en línea)
- Bavera, G.A.(2011) Aguas y aguadas para el ganado. 4ta edición. Rio cuarto: Imberti-Bavera, 498p. 2011
- Bavera, G.A.; Rodriguez, E.E.; Beguet, H.A. (1979) Aguas y aguadas. Buenos Aires
- Bundschuh, J.; Farias, B.; Martin, R.; et al. Groundwater arsenic in the Chaco-Pampean plain, Argentina: case study from Robles county, Santiago del Estero province. *Appl Geochem.* 2004; 19:231-43
- Bundschuh, J.; Litter, MI.; Parvez, F.; Román-Ross, G. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. *Sci Total Environ.* 2012; 429: 2-35
- Busso, A.S., & Santa Cruz, J. (2005). Distribución de elementos traza en las aguas subterráneas del Partido de Escobar, Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 15:31-47. Junio 2005 Asociación Argentina de Ecología.
- Cabrera, A., M. Blarasin, E. Matteoda, G. Villalva, M.L. Gómez (2005). Composición química del agua subterránea en el sur de Córdoba: Línea de base hidroquímica o fondo natural en referencia a arsénico y flúor. Aguas superficiales y subterráneas en el sur de

- Córdoba: una perspectiva geoambiental, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto (2005), pp. 81-90.
- Demir I. y Mavi K. (2008). Effect of salt and osmotic stresses on the germination of pepper seeds of different maturation stages. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 51, 897-902.
- Di Salvatore M., Carafa A.M. y Carratù G. (2008). Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: a comparison of two growth substrates. *Chemosphere* 73, 1461-1464.
- Durfor, C.N. and Becker, E., (1964) Public water supplies of the 100 largest cities in the United States", In Geological Survey Water Supply, U.S. Government Printing Office, Washington, Paper No. 1812, pp. 364. (1).
- Espósito, M., & Paolini, J.D (2010). Hidrología e hidroquímica de la cuenca del arroyo El Divisorio, provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Universidad Tecnológica Nacional.
- FAO - Food and Agriculture Organization. (1985) Water quality for agriculture. By Ayers RS & Westcot DW. Rome 1985. Reimpreso en 1994
- Fariás, S., Casa, V., Vazquez, C., Ferpozzi, L., Pucci, G., Cohen, I. (2003) Natural contamination with arsenic and other trace elements in groundwaters of Argentina Pampa Plain. *Sci Total Environ* 2003;309:187-99
- Fariás, S.S., Casa, V.A., Vázquez, C., Ferpozzi, L., Pucci, G. N., Cohen, I.M.(2003) Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. *Sci. Total Environ.* 2003; 309: 187-99
- Fernández Cirelli, A.; Schenone, N.; Pérez Carrera, A. & Volpedo A (2010) Calidad de agua para la producción de especies animales tradicionales y no tradicionales en Argentina. *AUGMDOMUS*, 1:45-66, 2010 Asociación de Universidades Grupo Montevideo.2010 ISSN:1852-2181.
- Fuentes A., Lloréns M., Sáez J., Aguilar M.I., Ortuño J.F. y Meseguer V.F. (2004). Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. *J. Hazard. Mater. A.* 108, 161-169.
- Gomez, M. L.; Blarasin, M. T. & Martínez, D. E. (2009) Arsenic and fluoride in a loess aquifer in the central area of Argentina. *Environmental Geology.* 2009; 57(1), 143-155.
- Grant, R. (1996). Water quality and requirements for dairy cattle. University of Nebraska
- Li W., Liu X., Khan M.A. y Yamaguchi Sh. (2005). The effect of plant growth regulators, nitric oxide, nitrate, nitrite and light on the germination of dimorphic seeds of *Suaeda salsa* under saline conditions. *J. Plant Res.* 118, 207-214.
- Lytle JS & Lytle TF. (2001). Use of plants for toxicity assessment of estuarine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 68-83.
- National Research Council (NRC, 2001). Nutrient requirements of dairy cattle. 7th ed. Washington DC: National Academy Press; 2001:408p.
- Nicolli, H. B., Bundschuh, J., Blanco, M. D. C., Tujchneider, O. C., Panarello, H. O., Dapeña, C., & Rusansky, J. E. (2012). Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: results from 100 years of research. *Science of the total Environment*, 429, 36-56.
- Nicolli, H. B., Suriano, J. M., Peral, M. A. G., Ferpozzi, L. H., & Baleani, O. A. (1989). Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina. *Environmental Geology and Water Sciences*, 14(1), 3-16.
- Paoloni, J.D.; Sequeira, M.E.; Fiorentino, C.E.(2005) Mapping of arsenic content and distribution in groundwater in the southeast Pampa, Argentina. *J Environ Health.* 2005; 67:50-53.
- Pérez Carrera, A y Fernández Cirelli, A. (2013). Niveles de arsénico y vanadio en aguas naturales en el Departamento de Unión, sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. *AUGMDOMUS*. Volumen 5. P 19-28. ISSN: 1852-2181.
- Pérez Carrera, A., Gonçalves, A., & Fernández Cirelli, A. (2014). Vanadio en agua de bebida animal de tambos del sudeste de Córdoba, Argentina. *InVet*, 16(1), 39-47.
- Pérez Carrera, A.; Moscuza, C. & 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.* 2005; 25: 115-121.

Pérez Carrera, A.; Moscuza, C.; Grassi, D.; Fernández Cirelli, A. (2007) Composición mineral del agua de bebida en sistemas de producción lechera en Córdoba, Argentina. *Veterinaria México*. 2007; 38 (2): 153-164.

Rodier J (1981) *L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau*. Dunod, Paris. 700pp.

Rodríguez Romero, A. J., Robles Salazar, C. A., Ruíz Picos, R. A., López López, E., Sedeño Díaz, J.E., y Rodríguez Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitorio de la calidad del agua del río Chalma. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 307-316

Ronco, A.E., Marino, D.J.G., Abelando, M., Almada, P., Apartin, C.D. (2016). Water quality of the main tributaries of the Parana Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments. *Environ. Monit. Assess.*

Sager, M.; McCulloch, C. R. & Schoder, D. (2018) Heavy metal content and element analysis of infant formula and milk powder samples purchased on the Tanzanian market: International branded versus black market products. *Food chemistry*. 2018; 255, 365-371.

Sager, R.L. (2000). Agua para bebida de bovinos. Reedición de la Serie Técnica N° 126. San Luis: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación experimental San Luis.

Socha M.T., Ensley S.M., Tomlinson D.J., Johnson A.B. (2002). Variability of water composition and potential impact on animal performance. In: *Dairy cattle nutrition workshop*, Grantville, Pennsylvania. Springer Verlag. Amsterdam, 109-132.

Wang X., Sun C., Gao Sh., Wang L. y Shokui H. (2001). Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. *Chemosphere* 44, 1711-1721.

Wang, W. (1987). Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants. *Environmental Toxicology & Chemistry* 6, 409-414.

Wong M.H., Cheung Y.H. y Cheung C.L. (1983). The effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on the seed germination and root elongation of *Brassica parachinensis*. *Environ. Pollut. Ser. A*. 30, 109-123.

## 4

# Productos pesqueros en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Factores que modifican su comercialización

LOZANO, M. S.; THOMPSON, G.A. Y VOLPEDO, A.V

CONICET-Universidad de Buenos Aires.

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA).

Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias.

Cátedra de Física Biológica. Ciudad de Buenos Aires, Argentina.

Universidad de Buenos Aires. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA).

mlozano@fvet.uba.ar

## Resumen

Los productos pesqueros consumidos en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) provienen de la costa marina bonaerense y de la Cuenca del Plata. Sin embargo, en la CABA se desconoce la cantidad de pescado consumido por sus habitantes así como sus preferencias en el tipo de especies que adquieren. Este tipo de información es clave para poder fortalecer medidas que propicien el consumo de pescado en cantidad y calidad. El consumidor de la ciudad adquiere productos pesqueros frescos y congelados en pescaderías, puestos de pescado en ferias o mercados, supermercados e hipermercados. El objetivo de este trabajo es analizar los factores que modifican la comercialización de productos pesqueros en la CABA, focalizando en aquellos productos de importancia económica que provienen de la Cuenca del Plata.

Se identificaron, estudiando 52 comercios de tres zonas socioeconómicas diferentes, los factores internos (distribución, hábitos y poder adquisitivo del consumidor) y externos (coyuntura socioeconómica, políticas de estado, eventos hidroclimáticos) que afectaron negativamente a la producción y comercialización de los productos pesqueros dulceacuícolas. Entre los mismos se destaca el impacto producido por la bajante extraordinaria del río Paraná la cual afectó a los ciclos reproductivos de la fauna íctica y la actividad pesquera y el contexto socioeconómico desfavorable a nivel local que modificó tanto la oferta como la demanda de los productos pesqueros. Los resultados obtenidos contribuyen a un mayor conocimiento del estado actual del mercado de productos pesqueros en la CABA, lo cual le brindará a las autoridades y gestores de políticas públicas información relevante para así desarrollar estrategias que fortalezcan al sector, mejoren la comercialización, promuevan el consumo, garantizando el stock y la calidad de los productos.

## Palabras clave

Producción pesquera, comercialización, mercado, consumo

## Introducción

Los recursos acuáticos aportan a la alimentación humana proteína animal de alta calidad. A nivel mundial se destinan para consumo humano 156,4 millones de toneladas de pescados provenientes de la pesca y de la acuicultura, lo que equivale a un suministro anual de 20,5 kg per cápita (FAO, 2020).

En Argentina se consume aproximadamente 7,3 kg/año de pescado per cápita; esta cantidad representa un 3,2% del total de proteínas de origen animal ingeridas (FAO, 2021). Sin embargo, el consumo en las diferentes regiones geográficas del país varía, ya que la idiosincrasia y la cultura de sus habitantes son diversas (Bertolotti *et al.*, 1996). En las regiones costeras marinas o las cercanas a los cursos de agua dulce se consume una mayor cantidad de pescado que el promedio estimado. Por ejemplo en la zona mesopotámica o en la costa marina bonaerense se consume más cantidad de pescado *per capita* alcanzándose registros de hasta 13 kg/año (Mar del Plata: Errazti *et al.* 1994) mientras que en otras regiones como son la región de Cuyo o el Noroeste del país el consumo es sensiblemente menor al promedio (Tucumán: 3, 61 kg/año; Bertolotti *et al.*, 1996) o casi nulo (Noroeste; Mesa *et al.*, 2012).

En la Argentina existen dos tipos fundamentales de pesquerías; la dulceacuícola donde una de las principales áreas es la Cuenca del Plata, y la marítima donde se destaca la costa marina bonaerense. La calidad del agua de la Cuenca del Plata es diferente a lo largo de toda su extensión, debido a que recibe en muchos tramos los efluentes de muchas de las ciudades de la región. Es por ello que en distintas áreas se ha determinado la presencia de diferentes contaminantes de origen natural y antrópico los cuales pueden acumularse en los tejidos de los peces y representar así un riesgo para su consumo. (Villar *et al.*, 1999; Avigliano *et al.*, 2015; Avigliano *et al.*, 2019a,b; Llamazares Vegh *et al.*, 2021). A modo de ejemplo, en el estuario del Río de La Plata se han registrado concentraciones de As, Cu y Zn por encima de los niveles guía nacionales de calidad de agua para la protección de la vida acuática (**Tablas 2 y 4** - Decreto 831/93 Reglamentación de Ley 24051 Residuos Peligrosos) como así también niveles altos de Ni y Pb (Tatone *et al.*, 2015; Avigliano *et al.*, 2019b) En la Cuenca del Plata pueden distinguirse tres tipos de pesquerías: comercial, de subsistencia, y deportiva (MAGyP, 2021a). El producto de la pesca comercial es destinado a la venta directa al público a través de comercios locales, o frigoríficos y/o acopiadores que venden tanto al mercado interno como externo, mientras que la pesca de subsistencia generalmente es para el autoconsumo de las familias de los pescadores.

Los volúmenes de extracción totales en esta región son difíciles de estimar, debido principalmente a la falta de estadísticas de la comercialización informal de pescado destinado al mercado interno. Los valores anuales de exportación de todas las especies de peces de agua dulce desde el año 2009 a la actualidad, fluctuaron entre 14.000 y 25.000 toneladas (MAGyP, 2021a), siendo el sábalo (*Prochilodus lineatus*) la especie que representa alrededor del 90% de las exportaciones. El sábalo se exporta principalmente a Bolivia, Brasil, Colombia, Costa de Marfil y Nigeria (MAGyP, 2020). Otras especies de agua dulce como la boga (*Leporinus obtusidens*), el armado (*Pterodoras granulosus*), el bagre amarillo (*Pimelodus maculatus*), el surubí (*Pseudoplatystoma spp*), el dorado (*Salminus brasiliensis*), el pacú (*Piaractus mesopotamicus*), el patí (*Luciopimelodus pati*), el armado chancho (*Oxydoras kneri*), el manduví (*Ageneiosus valenciennesi*) y la tararira (*Hoplias spp*), también son objetivo de estas pesquerías, aunque su volumen de extracción en conjunto es menor al del sábalo.

La pesca marítima lidera la actividad pesquera argentina, alcanzando entre 2017 y 2020 desembarques promedio de 785.458 toneladas (MAGyP, 2022). Las embarcaciones que integran la flota pesquera nacional pueden categorizarse, desde el punto de vista de la modalidad de su operatoria, en buques arrastreros y buques equipados con artes y equipos específicos y selectivos (poteros, palangreros y tramperos). Por otra parte, según el tipo de métodos de preservación y procesamiento del pescado a bordo, la flota puede dividirse en buques fresqueros, congeladores y factorías. El 89% del total de desembarcos pesqueros efectuados en 2020 se concentraron en los puertos de Mar del Plata, Puerto Madryn, Puerto Deseado, Rawson y Ushuaia, siendo el principal puerto Mar del Plata (con un desembarco aproximado del 51% de la pesca marítima total del país; MAGyP, 2021b).

La mayor cantidad de pescado capturado en el Mar Argentino se exporta. Las principales especies capturadas son: la merluza común (*Merluccius hubbsi*) 36%, el langostino (*Pleoticus muelleri*) 31%, el calamar illex (*Illex argentinus*) 13%, el conjunto íctico denominado variado costero (integrado por varias especies como corvina, pescadilla, brótola, etc) 7% y la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) 3% (MAGyP, 2022).

Muchos de los peces capturados en la Cuenca del Plata y en el Mar Argentino se consumen en el mercado interno, principalmente en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA). La CABA, con una población aproximada de 2.150.367 habitantes (INDEC, 2022), es el ejido urbano más importante de la Argentina.

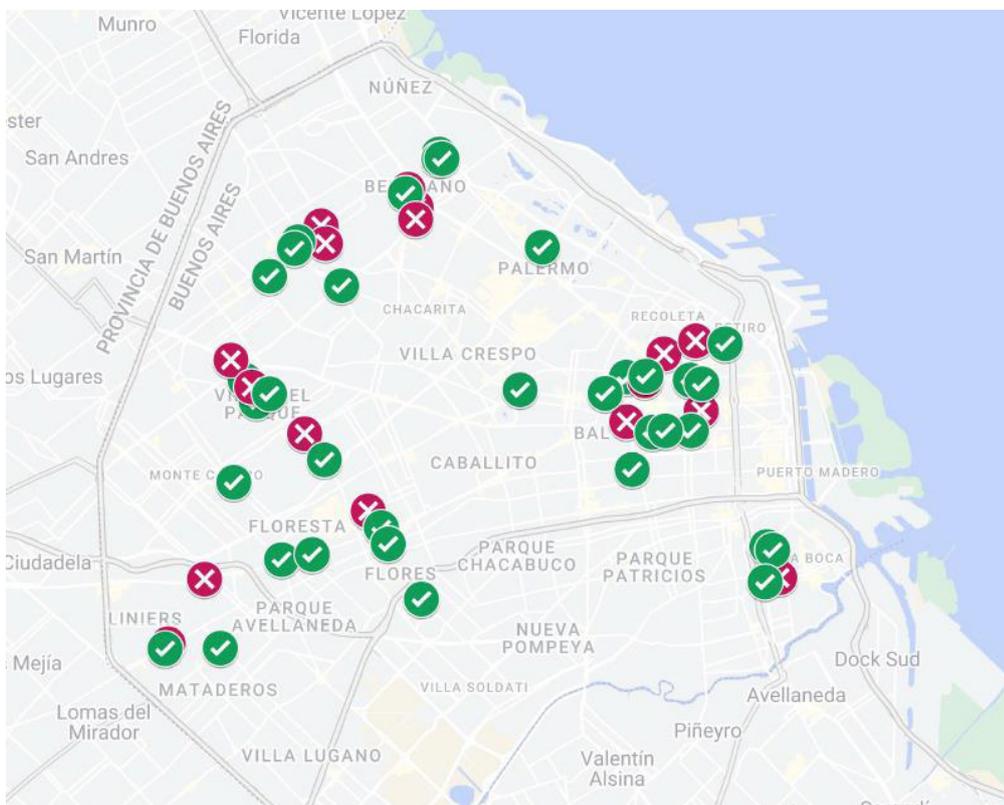
El consumidor de la CABA adquiere productos pesqueros frescos y congelados en pescaderías, puestos de pescado en ferias o mercados, supermercados e hipermercados, con una marcada preferencia por la compra de productos frescos y filetes. Los filetes son de fácil manipulación dado que no es necesario que el consumidor conozca las técnicas de eviscerado, despinado y fileteado.

Sin embargo, a pesar de la relevancia de este mercado, en la CABA se desconoce la cantidad de pescado consumido por sus habitantes así como sus preferencias por el tipo de especies que se consumen. Además, se desconocen los factores que modifican la comercialización de los productos pesqueros en la CABA. Este tipo de información es clave para poder fortalecer medidas que propicien el consumo de pescado en cantidad y calidad. En este trabajo se analizan los factores que modifican la comercialización de productos pesqueros en la CABA.

## Materiales y Métodos

Se relevaron 52 establecimientos que comercializan productos pesqueros en la CABA, entre los meses de junio y noviembre del año 2021 (Fig. 1). En estos establecimientos se ofrecían a la venta pescados en estado fresco y/o congelado. Los establecimientos estudiados representaron un 50% del total de pescaderías registradas por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP, 2022).

La selección de los establecimientos comerciales se realizó teniendo en cuenta las tres zonas socioeconómicas en las que se agrupan los barrios (y comunas) de la ciudad: Norte, Centro y Sur (Fig. 2). Estas áreas fueron delimitadas mediante el análisis de los indicadores socioeconómicos de la Encuesta Anual de Hogares (EAH) en la cual se recopila



**Figura 1.** Mapa de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires marcando la ubicación de las pescaderías estudiadas que comercializaban pescados de río (tilde verde) y pescados marinos y de río (cruz bordó).

información sobre la situación socioeconómica y demográfica de la población de la ciudad, y sus hogares (GCBA, 2009). Estos indicadores incluyen: pobreza (Niveles Básicos Insatisfechos), hacinamiento crítico, tasa de mortalidad infantil, tasa de analfabetismo, esperanza de vida al nacer, tasa de fecundidad (hijos por mujer), población sin cobertura de salud y Producto Bruto Geográfico (PBG) per cápita.

La zona que muestra los mayores valores en estos indicadores, a excepción del PBG, es la zona Sur. Por el contrario el mayor PBG per cápita se registra en la zona Norte lo que se corresponde con la población de mayor desarrollo económico y mayores ingresos.

De esta manera, se recorrieron 12 comercios en Zona Norte, 29 en Zona Centro y 11 en Zona Sur, los cuales incluían mercados, supermercados y pescaderías con local a la calle. Con la información relevada se realizó una matriz de datos (**Tabla 1**). En dicha matriz se le asignó a cada local visitado un código compuesto por una letra (N, C o S) según la zona en la que se ubicaba, seguido de tres números correspondientes a los últimos tres dígitos de la dirección. Además se registró el tipo de punto de venta: local, mercado o supermercado.

Considerando su importancia comercial, se seleccionaron seis especies de interés: pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), sábalo (*Prochilodus lineatus*), carpa (*Cyprinus carpio*), tararira (*Hoplias argentinensis*), surubí y dorado (**Fig. 3**). Se incluyeron las principales especies de importancia comercial y especies con diferentes hábitos alimenticios. Los hábitos alimenticios junto con la ecología del pez son factores importantes ya que dietas con diferente composición de presas influyen en la composición del tejido muscular del predador, y por ende en las características organolépticas.

En cada punto de venta se efectuaron observaciones sobre los productos que se ofrecían, identificando la forma de presentación (fresco, congelado, entero, trozado, fileteado). Posteriormente se realizó una entrevista semiestructurada al comerciante en la cual se consultaba sobre la disponibilidad de las especies de interés y la procedencia de los productos. En los casos en los que en el establecimiento no se disponían de los productos solicitados, se preguntó sobre el motivo de la falta de los mismos. La recopilación de la información se realizó mediante planillas en donde se volcaban las respuestas dadas por los comerciantes (**Fig 4**). La información obtenida fue analizada cualitativa y cuantitativamente.

## Resultados y Discusión

El 69% de las pescaderías ofrecían productos de origen marino y dulceacuícola provenientes de la Cuenca del Plata, mientras que el 31% solo comercializaban pescados de origen marino (Tabla 1, Fig. 5). Esto evidencia que la población no solo consume productos marinos como la merluza o mariscos (crustáceos o moluscos) como generalmente se considera, sino que también hay clientela para los productos pesqueros dulceacuícolas.

Al considerar las tres zonas socioeconómicas en las que se divide la CABA, se observan diferencias con respecto al origen de los productos ofrecidos a la venta (**Fig. 6**). A medida que aumenta el poder adquisitivo de los habitantes que residen en cada zona, aumenta la cantidad de pescaderías que solo ofrecen a la venta productos de origen marino. Esto denota la predilección de esta población por los productos marinos y el menor interés por los productos dulceacuícolas. El aumento en los ingresos guarda una estrecha relación con la demanda de pescados marinos.

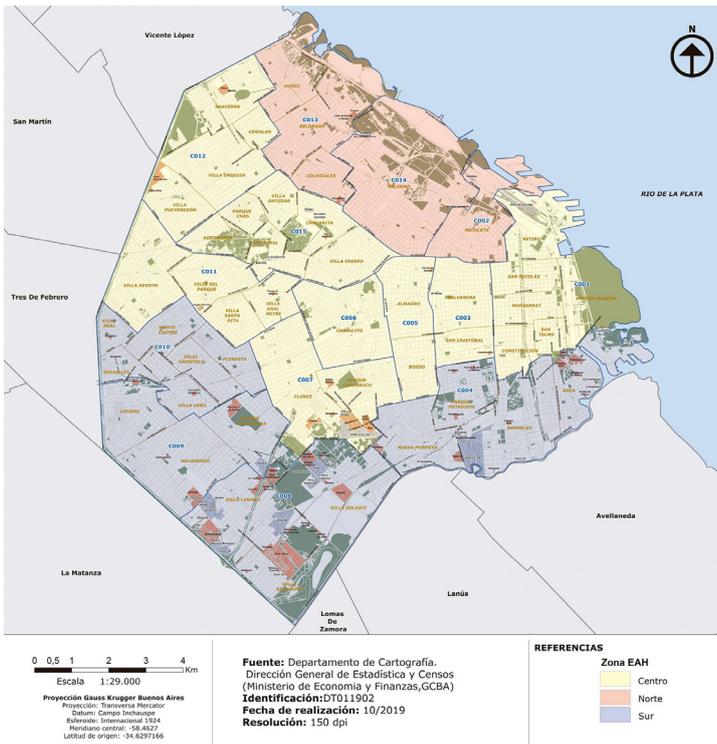
Las preferencias alimentarias de los consumidores porteños se caracterizan por la importancia que se da a tener una vida saludable y por el interés que dichas personas tienen sobre la calidad y el origen de los alimentos que consumen. Esta tendencia influye en los hábitos de consumo de pescado y por lo tanto esto también modifica la oferta de productos pesqueros según su origen.

Con respecto a la distribución de los comercios, la zona centro es la que posee la mayor cantidad de locales que ofrecen a la venta productos pesqueros representando un 55,7% del total. Esto está en relación a la mayor superficie que abarca esta zona de CABA y al gran predominio de zonas comerciales en esta área incluyendo las principales avenidas por las que circula una gran cantidad de personas cada día. Es notable la ausencia de locales que comercialicen pescado en la zona sur de CABA, como por ejemplo en Villa Lugano y Villa Soldati, aunque es posible que haya comercios o mercados no registrados en el listado del MAGyP en estos barrios.

La diversidad de especies dulceacuícolas ofrecidas a la venta es variable, siendo el sábalo la especie que se encuentra

disponible en la mayor cantidad de locales (71,4%), seguidos por el pejerrey y el dorado (51,4% y 48,6% respectivamente). El resto de las especies de interés se encontraron en un 20 a 30% de los locales que vendían estos productos. La tararira es la especie con menor oferta en los establecimientos comerciales ya que se menciona que la demanda de este producto ha disminuido (Fig. 7 y Tabla 2).

Si bien la forma de presentación predilecta por parte de los consumidores es en forma de filet, la mayoría de los locales comerciales ofrecían los pescados de río en estado entero fresco. Algo para destacar es que especies de cierta estacionalidad como la tararira o el surubí, sólo se encontraban en la época de captura o en su defecto en forma



**Figura 2.** Zonas socioeconómicas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Se utiliza como fuente de datos la Encuesta Anual de Hogares (EAH) relevada por la Dirección General de Estadística y Censos de la Ciudad.

(Fuente: Ministerio de Economía y Finanzas, GCBA)

**Planilla Pescaderías**

Zona: N C S N°: Fecha:  
(N: Norte; C: Centro; S: Sur)

**Puntos a verificar:**

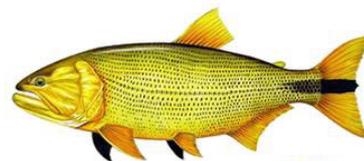
- ¿Se consiguieron todas las especies? Si/No  
Motivo: \_\_\_\_\_
- ¿Saben de dónde provienen? Si/No  
Lugar: \_\_\_\_\_
- ¿Cuál de esas especies es la más vendida? Especie: \_\_\_\_\_

**Figura 4.** Planilla empleada para la recopilación de datos a partir de las entrevistas realizadas.

**Figura 3.** Distribución de las especies seleccionadas para este estudio sobre los principales cauces de la Cuenca del Plata que recorren territorio argentino. Se indica con diferentes colores junto al nombre científico de las especies, los cauces en donde se pueden encontrar.



— Cauce permanente  
- - - Cauce temporario



*Salminus brasiliensis* ●●●●



*Pseudoplatystoma spp.* ●●



*Hoplias spp.* ●●●●



*Prochilodus lineatus* ●●



*Odontesthes bonariensis* ●



*Cyprinus carpio* ●●

congelada.

Los resultados de la encuesta realizada a los comerciantes evidencian algunas de las razones por las cuales no disponían de los productos en el periodo de estudio. Entre ellas se encuentran: condiciones hidroclimatólogicas, el impacto producido por la etapa de Aislamiento Social Preventivo Obligatorio de la emergencia sanitaria COVID-19, problemas en la infraestructura y en manipulación de productos y la situación político-económica del país.

En relación a las condiciones hidroclimatólogicas, estas fueron la principal causa de la escasez de productos, ya que el impacto producido por la bajante extraordinaria del río Paraná, desde mediados del 2019 impactó a la actividad pesquera. El bajo caudal del río Paraná afectó a las comunidades locales de pescadores artesanales ya que no podían realizar su actividad. Por otro lado, este impacto también tuvo un importante efecto sobre las comunidades biológicas de peces, ya que algunas especies no tuvieron reclutamiento, o sea que el estadio juvenil no se desarrolló y por lo tanto no pudieron incorporarse en la etapa adulta. Esta situación es ecológicamente clave ya que son los adultos los que luego de crecer en los cuerpos de agua de la planicie de inundación pasan al cauce principal del río y pueden ser potencialmente capturados por los pescadores. Este hecho es importante ya que no solo afecta el presente sino la captura y el desarrollo de la actividad pesquera en los años subsiguientes. Además, hubo importantes eventos de mortandades de peces debido a la falta de agua en los cauces medios y en la zona costera de los cauces principales de los ríos y en los cuerpos de agua. Ante este escenario el Gobierno Nacional aplicó, como emergencia en el periodo 2021-2022, cupos de exportación para los productos pesqueros provenientes de la Cuenca del Plata (Decreto Nacional N° 230/2021) debido a la emergencia por la bajante extraordinaria del río Paraná con el fin de mantener los stocks reproductivos.

De esta manera se estableció un "cupo cero" a la exportación de dorado y surubí, entre otras especies, con vigencia hasta el 31 de diciembre del 2021 (Resolución 100/2021 de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca). Los resultados de esta medida de manejo podrán verse en los próximos años ya que los ciclos reproductivos de muchas de los peces, como el sábalo y el surubí, se vieron alterados.

De las pescaderías que se estudiaron, sólo algunas tenían especies dulceacuícolas a la venta, mientras que otros establecimientos aún aguardaban que los proveedores les entreguen mercadería. Estos mismos comerciantes indicaron que no estaban recibiendo pescados dulceacuícolas debido a la bajante del Río Paraná.

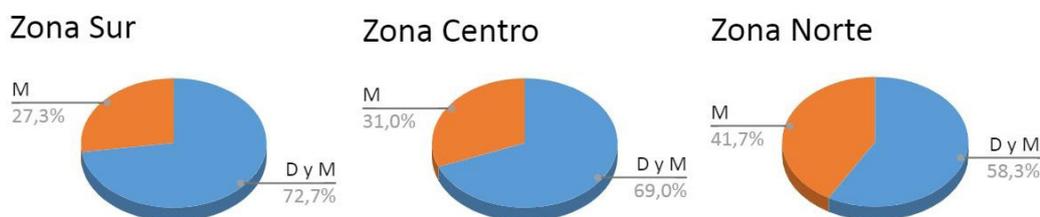
El segundo factor que influyó la comercialización es el contexto de emergencia sanitaria producto del COVID-19 en el periodo 2020-2021. La etapa de Aislamiento Social Preventivo Obligatorio (ASPO) impidió que los pescadores artesanales realicen su trabajo con normalidad, ya que tenían la imposibilidad de desplazarse libremente. En definitiva, las consecuencias fueron una disminución en el número de proveedores y en la cantidad de productos disponibles para la ciudad.

El tercer factor es una infraestructura inadecuada en el desembarque, almacenamiento y distribución de los productos pesqueros que contribuyen al bajo consumo de pescado. La manipulación en el transporte de los productos dulceacuícolas, a diferencia de los productos marinos, no se realiza de manera cuidadosa ya que generalmente los productos dulceacuícolas son distribuidos apilados en canastos plásticos. Es por esto que se pierde calidad estética al presentar daños en los ejemplares y cortes en su superficie. Esto motivó a algunos comerciantes a dejar de vender pescados de río. Esta situación puede revertirse con la implementación de infraestructura adecuada y capacitación de los pescadores y transportistas.

Por último, la crisis financiera y económica mundial del 2008-2009, que produjo una desaceleración del crecimiento del PBI mundial, ocasionó que varios de los principales mercados desarrollados y emergentes entraran en períodos de recesión. En Argentina se produjo una devaluación de la moneda, y dado que los precios locales tienden a seguir las variaciones del tipo de cambio, una devaluación es seguida eventualmente de inflación. Una situación similar es la que se presentó en el periodo de estudio. Previo al comienzo de la pandemia, Argentina ya atravesaba una grave crisis económica con dos años de recesión y altas tasas de inflación. Las medidas políticas tomadas durante los años 2020-2021 provocaron una contracción económica con caída del PBI, devaluación, inflación y la consecuente pérdida del poder adquisitivo e incremento de la pobreza. En estas situaciones la población tiende a reducir el consumo de proteínas de origen animal, y esto trajo como resultado una menor comercialización de estos productos. Es decir, tanto

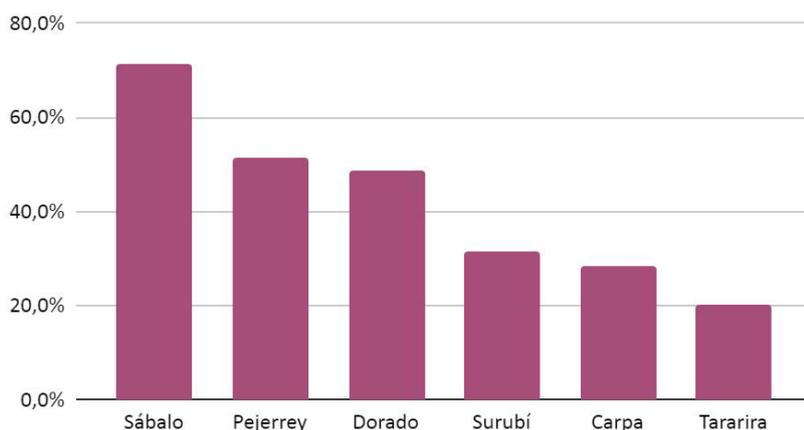


**Figura 5.** Porcentaje de pescaderías que venden productos dulceacuícolas y marinos, y pescaderías que venden sólo productos marinos.



**Figuras 6.** Porcentaje de pescaderías estudiadas que venden productos pesqueros según su origen (D = dulceacuícolas; M = marinos), diferenciado por zona socioeconómica de CABA.

### Disponibilidad de productos



**Figura 7.** Porcentaje de locales que ofrecen a la venta cada una de las especies seleccionadas para el estudio en CABA.

a.

Código	Tipo de comercio	Productos en venta	Especies en estudio a la venta	Forma de presentación
N157	Local	M	-	-
N534	Local	M	-	-
N627	Local	M	-	-
N795	Local	M	-	-
N169	Local	M, D	P, Sb	filet fresco
N499	Local	M, D	P, Sb	entero fresco
N640	Local	M, D	Sb, Su	trozado congelado
N527	Mercado	M	-	-
N233	Supermercado	M, D	C, P, Sb, Su	entero fresco
N345	Supermercado	M, D	-	filet congelado
N645	Supermercado	M, D	P	entero fresco
N655	Supermercado	M, D	P	entero fresco

**Tabla 1.** Matriz de datos recabados en el relevamiento de pescaderías de CABA realizado entre los meses de junio y octubre del 2021

a. Zona Norte; b. Zona Centro; c. Zona Sur.

M = Marítimo; D = Dulceacuícola

(P: pejerrey; Sb: sábalo; C: carpa; Su: surubí; T: tararira; Do: dorado)

b.

Código	Tipo de comercio	Productos en venta	Especies en estudio a la venta	Forma de presentación
C120	Local	M	-	-
C181	Local	M	-	-
C270	Local	M	-	-
C377	Local	M	-	-
C502	Local	M	-	-
C507	Local	M	-	-
C612	Local	M	-	-
C820	Local	M	-	-
C916	Local	M	-	-
C062	Local	M, D	C, Do, Sb, Su	entero fresco
C196	Local	M, D	C, Do, P, Sb, Su, T	entero fresco
C202	Local	M, D	Do, P, Sb	entero fresco
C218	Local	M, D	P	filet fresco
C231	Local	M, D	Do, Su	entero fresco
C296	Local	M, D	Do	filet fresco
C347	Local	M, D	P, Sb	filet fresco
C534	Local	M, D	Do, Sb, Su	filet fresco
C589	Local	M, D	C, Do, P, Sb, Su, T	entero fresco
C735	Local	M, D	Sb	entero fresco
C805	Local	M, D	Do	entero congelado
C894	Local	M, D	Sb, T	entero fresco
c.C895	Local	M, D	P	entero fresco
C927	Local	M, D	P, Sb, T	entero fresco
C994	Local	M, D	Sb	entero fresco
C087	Mercado	M, D	Do, Sb	entero fresco
C750	Mercado	M, D	Do, P, T	entero fresco
C438	Supermercado	M, D	C, Do, P, Sb	entero fresco
C571	Supermercado	M, D	C, Sb	entero congelado
C616	Supermercado	M, D	Sb	entero congelado

c.

Código	Tipo de comercio	Productos en venta	Especies en estudio a la venta	Forma de presentación
S106	Local	M	-	-
S196	Local	M	-	-
S344	Local	M	-	-
S045	Local	M, D	Do, P, Sb, Su	entero fresco
S099	Local	M, D	C, Do, Sb	entero fresco
S301	Local	M, D	Do, P, Su	entero fresco
S363	Local	M, D	Sb	entero fresco
S844	Local	M, D	C, Do, P, Sb, Su	entero fresco
S946	Local	M, D	C, Do, Sb	entero fresco
S151	Supermercado	M, D	C, Do, P, Sb, Su, T	entero congelado
S701	Supermercado	M, D	Sb, T	entero congelado

**Tabla 2.** Cantidad de locales que ofrecen a la venta las diferentes especies y el porcentaje que representa del total de locales que comercializan pescados de río (n=52).

<b>Especie</b>	<b>Nº locales</b>	<b>Locales/Total</b>
Sábalo	25	71,4%
Pejerrey	18	51,4%
Dorado	17	48,6%
Surubí	11	31,4%
Carpa	10	28,6%
Tararira	7	20,0%

la oferta como la demanda se vieron reducidas.

En síntesis son varios los factores que influyen en la comercialización de los productos pesqueros de origen fluvial, estos incluyen factores internos como los hábitos de consumo de los clientes, el poder adquisitivo de la población, la manipulación de los productos en la distribución, y factores externos como los eventos hidrológicos que producen un impacto ambiental, políticas de estado referidas a la exportación de productos pesqueros, el contexto socioeconómico de la región. Durante el año 2021 estos factores contribuyeron a que los productos pesqueros provenientes de la Cuenca del Plata tengan una menor disponibilidad en CABA.

Por otro lado este tipo de análisis sienta las bases del estudio de la comercialización de pescado, sin embargo es necesario realizar periódicamente, por ejemplo cada lustro, este tipo de evaluaciones para desarrollar comparaciones y para darle a los gestores de políticas públicas herramientas concretas para la implementación de medidas de manejo de mercado que propicien el consumo de pescado.

## Conclusiones

La comercialización de productos pesqueros puede verse modificada tanto por factores internos como externos. Es por esto que el relevamiento sistemático de los puntos de venta aporta información de interés para identificar cuáles son los factores que tienen un mayor impacto sobre la comercialización. Si bien algunos factores son incontrolables como los eventos climáticos o la economía global, existen otros que pueden ser manejados a nivel local. Este trabajo refleja la situación actual del mercado de productos pesqueros en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y contribuye a un mayor conocimiento sobre su estado, lo cual permitirá desarrollar estrategias que fortalezcan al sector y mejoren la comercialización de los pescados dulceacuícolas, como así también tomar las acciones necesarias por parte de los entes de aplicación para promover el consumo, garantizar un stock adecuado y una calidad óptima de estos productos. Un diagnóstico adecuado junto con la participación de todos los involucrados en el sector (empresas pesqueras, pequeños productores, organizaciones no gubernamentales) permitirá que las autoridades elaboren políticas de mediano y largo plazo que consoliden una pesquería sustentable desde el punto de vista ambiental, social y económico.

## Agradecimientos

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET P-UE: 22920180100047CO) y a la Universidad de Buenos Aires (UBACYT 2020 Mod I 20020190100069BA) por el financiamiento recibido.

## Bibliografía

- Avigliano, E., Clavijo, C., Scarabotti, P., Sánchez, S., Vegh, S. L., Rosso, F. R., Caffetti, J. D., Facetti, J. F., Domanico, A., Volpedo, A. V. (2019a). Exposure to 19 elements via water ingestion and dermal contact in several South American environments (La Plata Basin): From Andes and Atlantic Forest to sea front. *Microchemical Journal*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.103986>
- Avigliano, E., Monferrán, M. V., Wunderlin, D. A., Gastaminza, J., & Volpedo, A. V. (2019b). Distribution and bioaccumulation of 12 trace elements in water, sediment and tissues of the main fishery from different environments of the La Plata basin (South America): Risk assessment for human consumption. *Chemosphere*, 236. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124394>
- Avigliano, E., Schenone, N. F., Volpedo, A. V., Goessler, W., y Fernández Cirelli, A. (2015). Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect approach. *Science of the Total Environment*, 506–507, 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.119>
- Bertolotti, Maria I.; Errazti, Elizabeth; Pagani, A. N. (1996). La comercialización de productos pesqueros. Promoción del consumo de pescado en el mercado interno. *FACES*, 2, 7–25. ISSN 0328-4050
- Errazti, E., Bertolotti, M.L. y Aubone A. (1994). Características del Consumo de Productos Pesqueros en el área urbana de Mar del Plata. *Rev. Fac. Cs. Econ. y Ss. UNMdP. FACES*, Año1, Nro1: 21-38
- FAO. (2020). El estado mundial de la pesca y la acuicultura, SOFIA 2020. <https://doi.org/10.4060/ca9229es>
- FAO. (2021). *FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2019*. <https://doi.org/10.4060/cb7874t>
- GCBA. (2009). *Modelo Territorial Buenos Aires 2010-2060* (Ministerio de Desarrollo Urbano (ed.); 1° ed). <https://www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/planes-loc/CABA/Modelo-territorial-2010-2060.pdf>
- Llamazares Vegh, S., Biolé, F., Bavio, M., Tripodi, P., Gil, A. F., y Volpedo, A. V. (2021). Bioaccumulation of 10 trace elements in juvenile fishes of the Lower Paraná River, Argentina: implications associated with essential fish growing habitat. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 365–378.
- MAGyP. (2020). Exportaciones de especies de río al 31-12-2020 por origen y destino. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca\\_continental/estadisticas/\\_archivos//000000\\_Productos de río por origen y destino/200000\\_Exportaciones de Río por origen y destino 2020.pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_continental/estadisticas/_archivos//000000_Productos de río por origen y destino/200000_Exportaciones de Río por origen y destino 2020.pdf)
- MAGyP. (2021a). Informe DPP N° 1-2021. Mercado interno de pescado de río procedente de frigoríficos de la baja cuenca del Plata en Argentina. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/promocion\\_consumo/informes/\\_archivos//210201\\_Informe DPP Nro1 - 2021.pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/promocion_consumo/informes/_archivos//210201_Informe DPP Nro1 - 2021.pdf)
- MAGyP. (2021b). Informe DPP N°07-2021. Informe Mensual Pesquerías, 2020 (pp. 1–35). Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca\\_maritima/informes/pesquerias/\\_archivos//000001\\_Generales/000023\\_Informe Mensual Pesquerías \(2020\).pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/informes/pesquerias/_archivos//000001_Generales/000023_Informe Mensual Pesquerías (2020).pdf)
- MAGyP. (2022). Informe DPP N°2-2022. Actividad de la flota comercial argentina, Cuenca Norte y Austral. (pp. 1–25). Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina. [https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca\\_maritima/informes/pesquerias/\\_archivos//000001\\_Generales/220408\\_Informe DPP 02-2022 Actividad Pesquera en Cuenca Norte y Cuenca Austral 2017-2020 .pdf](https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/informes/pesquerias/_archivos//000001_Generales/220408_Informe DPP 02-2022 Actividad Pesquera en Cuenca Norte y Cuenca Austral 2017-2020 .pdf)
- Mesa, M. S., Marrodán, M. D., Moreno-Romero, S., Viera-Peixoto, A., García González, M., López Ejeda, N., ... & Lomaglio, D. B. (2012). Nutrición y globalización: diversidad y calidad de la dieta en una población del Noroeste de Argentina (NOA). *Biodiversidad humana y evolución*. Barcelona: Sociedad Española de Antropología Física y Universidad de Barcelona. p, 109-111.
- Tatone, L. M., Bilos, C., Skorupka, C. N., & Colombo, J. C. (2015). Trace metal behavior along fluvio-marine gradients in the Samborombón Bay, outer Río de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 96, 27-33.
- Villar, C., Stripeikis, J., Tudino, M., Huicque, L., Troccoli, O., Bonetto, C., Ringuet, I. L., Plata, L., y Aires, B. (1999). Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Río de la Plata Estuary. *Hydrobiologia*, 397, 187–195.

# Estudio de la presencia de elementos traza en la producción primaria de leche: Biotransferencia a leche

ARELLANO F.E.; FERNÁNDEZ-CIRELLI A Y PÉREZ-CARRERA A.L.

Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA). Buenos Aires, Argentina.

CONICET - Universidad de Buenos Aires. Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA). Buenos Aires, Argentina.

Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Cátedra de Química Orgánica de Biomoléculas. Buenos Aires, Argentina.

farellano@fvet.uba.ar

## Resumen

En producción lechera, las características del agua y alimento, son fundamentales para el crecimiento, desarrollo y salud del ganado. El principal objetivo de este trabajo fue analizar el contenido de elementos traza inorgánicos de importancia toxicológica (ej As, V, Cr, Pb, etc.) y nutricional (Cu, Fe, Mn etc) en agua de bebida animal, forraje y leche cruda de distintas especies de interés pecuario, y estimar su biotransferencia a leche. Se relevaron 33 establecimientos del sudeste de Córdoba (Zona 1) y del noreste de Buenos Aires (Zona 2). De acuerdo con los resultados obtenidos, en el 83% de las muestras de agua provenientes de la Zona 1 se observaron valores de dureza total (DT), As y F por encima de los límites recomendados para el ganado. En la zona 2, todas las muestras de agua presentaron al menos un parámetro físico-químico (DT) o contenido de elemento traza (Ej Mn, Pb y/o V) por encima de los valores recomendados para bebida animal.

Las concentraciones de los elementos traza determinados en alimentos para el ganado estuvieron dentro de los valores sugeridos por la NRC (2001). El contenido de As en leche cruda mostró que el 9,5% de las muestras de leche bovina, el 8% de las de leche caprina y el 7,5% de las ovinas superaron el LMR de 20 ppb (Mercosur, decreto n°14, 2013). En cuanto al contenido de Pb el 26,4% de las muestras de leche ovina, el 12% de las caprinas y el 21,4% de las bovinas superaron el LMR de 20 ppb (Mercosur, decreto n°14, 2013). Los valores de Cr se encontraron por debajo de los valores sugeridos de 100 ng/g (Mercosur decreto n°14, 2013). Se observó que los principales elementos que se biotransfieren a la leche fueron As, Cr, Pb y V, con un mayor porcentaje de probabilidad de ocurrencia para el Pb en leche cruda bovina y caprina y de As en leche cruda ovina y caprina.

## Palabras clave

leche, elementos traza, biotransferencia, agua de bebida animal, forraje

## Introducción

En producción lechera, las características y calidad del agua y alimento son fundamentales para el crecimiento, desarrollo y salud del ganado. La rentabilidad y sostenibilidad de la producción lechera están directamente relacionados a la aplicación de las buenas prácticas agrícolas (BPA) vinculadas al manejo productivo desde la gestión de la sanidad y bienestar del animal, tipo de alimentación (calidad de agua y alimento) del ganado, higiene del ordeño, entre otros (FAO, 2015).

En la actualidad, el aumento en el consumo de agroalimentos demandan estándares de calidad más estrictos asociados a la caracterización composicional y cuantificación de contaminantes, de manera de poder brindar a los consumidores alimentos nutritivos seguros e inocuos. A nivel mundial la calidad de la leche y derivados lácteos está relacionada con el manejo productivo y los controles dentro de un establecimiento teniendo en cuenta diversos factores que van desde la salud del animal, las características geográficas y climáticas donde se realiza la actividad y los posibles contaminantes a los que puedan estar expuestos tanto por el manejo del producto en sí, como por el tipo de dieta de los animales. En este sentido, a nivel nacional e internacional, se está dando relevancia al estudio de los elementos traza (Coni *et al.*, 1996; Dobrzanski *et al.*, 2005; Qin *et al.*, 2009; Arellano *et al.*, 2014 y 2015; Pérez-Carrera *et al.*, 2016 a y b; Lastre-Amell *et al.*, 2020; Diyabalanage *et al.*, 2021) que puedan encontrarse en agroalimentos destinados al consumo humano, tanto por transferencia a través de la cadena alimentaria hacia el ganado como por contaminación en el manejo de los productos desde el tambo hasta su posterior comercialización.

En la actualidad, existen diferentes tipos de herramientas para evaluar si la exposición a determinados contaminantes a través del agua de bebida o el alimento de los animales puede ser perjudicial para el ser humano e incluso para los mismos animales tanto a nivel sanitario como productivo. Un ejemplo es el factor de biotransferencia (FBT), el mismo tiene en cuenta el contenido de contaminantes o elementos traza presentes en el producto de consumo humano (leche cruda, derivados lácteos o cárnicos) frente a la ingesta diaria o exposición de los animales a dichos contaminantes (Dowdy *et al.*, 1996; Barwick *et al.*, 2003; Zhuang *et al.*, 2009; Fernandes *et al.*, 2011; Pérez-Carrera *et al.*, 2016 a). De esta manera, esta herramienta permite estimar si existe biotransferencia (FBT<1) o bioacumulación (FBT>1) de un determinado elemento/contaminante en un alimento como la leche (Dar *et al.*, 2017).

En este marco, el principal objetivo de este trabajo fue analizar el contenido de elementos traza inorgánicos de importancia toxicológica (ej As, V, Cr, Pb, etc.) y nutricional (Cu, Fe, Mn, etc.) en agua de bebida animal, forraje y alimento de ganado, leche cruda de distintas especies de interés pecuario, y estimar su biotransferencia a leche, comparando los resultados obtenidos con trabajos previos realizados en nuestro laboratorio.

## Materiales y Métodos

### Zona de muestreo

Se relevaron un total de 33 establecimientos comprendidos en dos zonas de estudio; sudeste de la provincia de Córdoba (**Zona 1, Fig.1a**) donde se colectaron muestras en establecimientos de Bell Ville, San Marcos Sur, Morrison, Ballesteros, Laboulaye y Oliva y en el noroeste de la provincia de Buenos Aires (**Zona 2, Fig.1b**) donde se relevaron establecimientos de las localidades de San Pedro, San Antonio de Areco, Mercedes, Suipacha, Lobos, Ezeiza, Cañuelas, Navarro, Bolívar, Las Flores y Rauch. De cada establecimiento se colectaron muestras de agua de bebida animal, alimento del ganado y leche cruda.



**Figura 1.** Zona de muestreo

**a. Zona 1:** Sudoeste de la provincia de Córdoba.

**b. Zona 2:** Centro-Noreste de la provincia de Buenos Aires

## Procesamiento de muestras

Agua de bebida: las muestras (n:60) se recolectaron en recipientes de polietileno (1 L) previamente enjuagados con agua destilada, cerrados, sin dejar cámara de aire. Para la determinación de arsénico y metales traza, se recolectaron 100 mL de agua en recipientes de polietileno, previamente enjuagados con ácido nítrico al 10% y agua deionizada. En este caso, las muestras se conservaron adicionando ácido nítrico al 0,2% v/v. Se evitó el contacto de las muestras con la luz solar y se conservaron refrigeradas hasta su llegada al laboratorio para evitar la posible alteración de los parámetros físico-químicos.

Se determinaron, in situ, la conductividad específica, (conductímetro Hanna, modelo HI 9033 W), la temperatura y pH (pHmetro Hanna, modelo HI 9025 CW).

En el laboratorio, las muestras de agua se filtraron con un aparato de filtración Nalgene N\* 300-4000, con una bomba de vacío a través de una membrana de acetato de celulosa Micro Separations Inc. (MSI), de tamaño de poro de 0,45 micrones y 47 mm de diámetro. A través de las determinaciones de laboratorio se evaluaron: sólidos totales disueltos y elementos mayoritarios:  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . Los análisis químicos se realizaron según técnicas descriptas por: APHA, 1993; Rodier, 1981 y Brown *et al.*, 1970. Para las determinaciones de As y metales traza, (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, V, Zn) según metodología EPA 200.7, se acidificó previamente la muestra con  $\text{HNO}_3$  0,2 % v/v. Las determinaciones de  $\text{F}^-$  se realizaron mediante electrodo de ión selectivo (EIS, Garden y Mitchell, 1980).

Forraje y alimento para ganado: las muestras de forraje utilizado como alimento (ensilados, fardos, granos varios, pellet) en los rodeos lecheros se recolectaron por duplicado (peso aprox. 1 kg) en bolsas de polietileno. En el laboratorio las raíces se lavaron con agua corriente cepillándolas con un cepillo de cerdas de nylon hasta remover todos los restos de tierra, luego se enjuagaron con agua destilada y, finalmente, con agua deionizada y se las llevó a sequedad en estufa por 12 hs a 60 °C. Las muestras fueron conservadas en seco hasta su análisis.

Las muestras se pulverizaron en un molino de café y se digirieron por duplicado en plancha calefactora (DENVER XMTD702), usando 5 mL de peróxido de hidrógeno y luego 10 mL de ácido nítrico. Posteriormente, fueron filtradas usando un filtro de nylon de 0,45  $\mu\text{m}$  para la posterior determinación de elementos traza por Espectrometría de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP OES).

Leche: las muestras (aprox. 200 mL) se obtuvieron por ordeño manual principalmente, colectándose en botellas de polietileno, previamente enjuagadas con ácido nítrico al 20 % y agua deionizada. Se colectaron muestras de leche ovina (Pampinta y Frisona), bovina (Holstein u Holando) y caprina (Saanen y Anglo-Nubian), del ordeño matutino con duplicado. Las muestras se conservaron refrigeradas hasta su procesamiento. Para determinar los parámetros físico-químicos se tomaron 50 mL de cada muestra de leche, se homogeneizaba la leche manualmente mediante agitación suave durante 10 minutos. Para determinar presencia de elementos traza inorgánicos, una alícuota de 20 mL de cada muestra de leche fue congelada y luego liofilizada (equipo liofilizador labconKo, USA) en laboratorio y se conservaron en bolsas de papel madera para evitar humedad.

Para la determinación de As y elementos traza se pesó 1 gr de leche cruda liofilizada en vasos de precipitado, se agregaron 5 ml de peróxido de hidrogeno ( $H_2O_2$ ), se colocaron en plancha calefactora (DENVER XMTD702) a 60 °C hasta llegar a sequedad, luego se agregaron 5 mL de  $HNO_3$  concentrado y se llevó a sequedad nuevamente. Una vez secas, las muestras fueron transferidas a una mufla donde se obtuvieron cenizas blancas Cervera *et al.* (1994). El programa de muflado fue de 600 minutos (10hs) a  $400 \pm 25^\circ C$ . Una vez obtenidas las cenizas blancas, se llevaron a una dilución de 25 ml con  $HNO_3$  al 10% en agua deionizada y se filtraron con filtros de nylon de  $0,45\mu m$ .

Los elementos traza inorgánicos de importancia toxicológica determinados fueron As, Cr, Hg, Pb, Se, U y V, y los de importancia nutricional, Cu, Fe, Mn y Zn.

En la **Tabla 1** se mencionan los límites de detección para cada matriz analizada.

Analito	Aguas ( $\mu g/L$ )	Leches ( $ng/g$ )	Forrajes ( $\mu g/g$ )
As	10	10	1,0
Pb	12	42	1,2
Cr	5	3	0,5
Zn	8	5	0,8
V	5	3	0,5
Mn	5	3	0,5
Fe	8	5	0,8
Cu	8	5	0,8

**Tabla 1:** Límites de detección de la técnica utilizada.

## Factor de Biotrasferencia FBT

Para estimar el factor de biotransferencia (FBT) de los elementos traza, se tuvieron en cuenta los valores de ingesta de alimento, agua de bebida y peso medio de cada especie lechera estudiada según se detalla en la **Tabla 2** en función de datos obtenidos de NRC e INTA (2010) para vacas lecheras Holstein, cabras lecheras Anglonubian y Saanen y ovejas lecheras Pampinta y Frisona.

Especie lechera	Ingesta mínima de MS (kg MS/día)	Ingesta promedio de MS (kg MS/día)	Ingesta máxima de MS (kg MS/día)	Ingesta de Agua (L/día)	Peso promedio de animales (kg)
Bovino	10	16	22	75	600
Caprino	4,2	6,8	8,1	6	60
Ovino	2,3	2,45	2,6	6	60

**Tabla 2:** Valores de consumo en masa seca (MS) de alimento y agua por día y peso promedio según la especie lechera en estudio.

La fórmula de FBT (Travis y Arms, 1988; Stevens, 1991; Pérez-Carrera et al, 2016a) utilizada fue:

$$FBT \text{ en leche [día/L]} = \frac{\text{Concentración de elemento en Leche [mg/L]}}{\text{Ingesta diaria [mg/día]}}$$

Siendo

$$\text{Ingesta diaria: } Ca \times V + Cf \times Mf$$

*Ca*: Concentración del elemento en agua [mg/L]

*Va*: Volumen de agua consumida por día [L/día]

*Cf*: Concentración del elemento en el alimento [mg/kg MS]

*Mf*: masa seca de alimento consumida por día [kg/día MS]

## Análisis de datos

Para realizar el análisis de datos, no habiendo normalidad ni homocedacia, se usó el método no paramétrico de Kruskal Wallis, Infostat 2016.

## Resultados y discusión

A partir de los resultados obtenidos considerando los principales parámetros físico-químicos determinados en las muestras de agua provenientes de los establecimientos estudiados en las dos zonas de estudio, se observaron diferencias significativas en dureza total y dureza de magnesio (Mg), sólidos totales disueltos (STD), conductividad, cloruros y fosfatos. Las muestras de agua provenientes del sudeste de la provincia de Córdoba (Zona 1) mostraron mayor porcentaje de NaCl y conductividad que los determinados en las muestras provenientes de la zona de estudio en la provincia de Buenos Aires (Zona 2). En cambio, la dureza total y de Mg, las concentraciones de Mg, de cloruros (Cl<sup>-</sup>) y de fosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) fueron significativamente mayores en las muestras provenientes de la Zona 2.

De todas las muestras analizadas, el 43% correspondieron a aguas muy duras y salobres. De estas últimas, el 86% de las muestras pertenecían a la capa freática.

De acuerdo con los resultados obtenidos, en el 83% de las muestras de agua provenientes de la Zona 1 se observaron valores de dureza total (DT), As y F por encima de los límites recomendados para el ganado (121 mg/L, 0,5 mg/L y 1 mg/L, respectivamente) por la Ley de Residuos Peligrosos (Ley 24051). En la Zona 2, todas las muestras de agua analizadas presentaron al menos uno de los parámetros físico-químicos analizados (principalmente DT) o la concentración de algún elemento traza como el Mn, Pb y/o V, por encima de los valores recomendados para bebida animal (0,05mg/L, 0,1 mg/L y 0,1 mg/L, respectivamente).

En la **Tabla 3** se menciona el rango de concentración de los elementos trazan para las diferentes muestras analizadas.

La concentración de elementos traza en las muestras de agua analizadas en este trabajo presentaron valores dentro de los rangos descriptos en estudios previos realizados en nuestro laboratorio (Pérez Carrera et al 2016, a y b), para As (29-4550 µg/L), Cu (<LD-46,1 µg/L), Fe (<LD-3980 µg/L), Mn (<LD-685 µg/L), V (<LD-5661 µg/L) y Zn (16-514).

Respecto de las concentraciones de elementos traza halladas en las muestras de alimentos para el ganado analizadas, se observaron diferencias significativas (p<0.05) en las concentraciones de V. La concentración mediana de V en pasturas fue significativamente mayor respecto de las determinadas en ensilados y fardos (1,8 µg/g y 0,7 µg/g, respectivamente). Teniendo en cuenta los valores determinados para Cu, Fe, Mn y Zn y los límites máximos sugeridos por el National Research Council para ganado bovino de leche (NRC 2001, Tabla 4) sólo 2 muestras superaron los 40 mg/kg de Cu, 9 muestras superaron los 1000 mg/kg de Fe, 2 muestras superaron los 1000 mg/kg de Mn y 2 muestras supera-

**Tabla 3:** Rangos de concentración de elementos traza en agua de bebida animal, alimento o forraje y leche cruda (bovina, ovina y caprina).

Elementos traza	Caprinos	Ovinos	Bovinos
<b>As (ng/g)</b>	< LD < LD- 70	< LD < LD- 80,0	< LD < LD- 110
<b>Cr (ug/g)</b>	2,5±2,4 < LD- 59,5	1,0±0,6 < LD- 22,0	5,0±2,6 < LD- 76,2
<b>Cu (ug/g)</b>	2,2±0,2 <sup>A</sup> < LD- 6,3	0,8±0,1 <sup>B</sup> < LD- 2,7	0,8±0,2 <sup>B</sup> < LD- 6,0
<b>Fe (ug/g)</b>	24,3±8,6 <sup>A</sup> 2,3-178	9,0±2,6 <sup>B</sup> 0,2- 93,8	57,4±21,0 <sup>A</sup> < LD- 622
<b>Mn (ug/g)</b>	1,4±0,6 < LD-13,8	0,5±0,1 < LD- 3,1	1,0±0,3 <LD- 10,8
<b>Pb (ug/g)</b>	0,2±0,2 < LD- 2,9	0,1±0,1 < LD- 2,6	0,2±0,1 < LD- 4,2
<b>V (ng/g)</b>	70±20 < LD- 310	200±50 < LD- 990	230±140 < LD- 526
<b>Zn (ug/g)</b>	44,0±3,0 <sup>A</sup> 17,5-76,4	30,0±3,6 <sup>B</sup> 4,2-106	36,4±1,6 <sup>A</sup> 16,8-73,2

**Tabla 4:** Valores de micronutrientes sugeridos por el Sitio Argentino de Producción Agropecuaria presentes en alimentos para animales de la producción pecuaria tomado de NRC (2001).

Elemento	Rango Recomendado mg/kg	Máximo Sugerido mg/kg	Toxicidad mg/kg
Cu	9-18	40	>40
Fe	12-22	1000	>1000
Mn	25-40	1000	>1000
Zn	43-73	300	>500

**Tabla 5:** Concentración media +/- Ds y rango mínimo máximo de elementos traza en leche caprina, ovina y bovina.

Elementos traza	Caprinos	Ovinos	Bovinos
<b>As (ng/g)</b>	< LD < LD- 70	< LD < LD- 80,0	< LD < LD- 110
<b>Cr (ug/g)</b>	2,5±2,4 < LD- 59,5	1,0±0,6 < LD- 22,0	5,0±2,6 < LD- 76,2
<b>Cu (ug/g)</b>	2,2±0,2 <sup>A</sup> < LD- 6,3	0,8±0,1 <sup>B</sup> < LD- 2,7	0,8±0,2 <sup>B</sup> < LD- 6,0
<b>Fe (ug/g)</b>	24,3±8,6 <sup>A</sup> 2,3-178	9,0±2,6 <sup>B</sup> 0,2- 93,8	57,4±21,0 <sup>A</sup> < LD- 622
<b>Mn (ug/g)</b>	1,4±0,6 < LD-13,8	0,5±0,1 < LD- 3,1	1,0±0,3 <LD- 10,8
<b>Pb (ug/g)</b>	0,2±0,2 < LD- 2,9	0,1±0,1 < LD- 2,6	0,2±0,1 < LD- 4,2
<b>V (ng/g)</b>	70±20 < LD- 310	200±50 < LD- 990	230±140 < LD- 526
<b>Zn (ug/g)</b>	44,0±3,0 <sup>A</sup> 17,5-76,4	30,0±3,6 <sup>B</sup> 4,2-106	36,4±1,6 <sup>A</sup> 16,8-73,2

BTF de Elementos	OVINOS	CAPRINO	BOVINO
<b>Traza (día/L)</b>			
<b>As</b>	0-0,02	0-0,01	0-0,002
<b>Cr</b>	0-1,32*	0-1,13*	0-0,50
<b>Cu</b>	0-0,02	0-0,02	0-0,005
<b>Fe</b>	0-0,03	0-0,02	0-0,02
<b>Mn</b>	0-0,004	0-0,01	0-0,001
<b>Pb</b>	0-0,20	0-0,07	0-0,04
<b>V</b>	0-0,07	0-0,01	0-0,004
<b>Zn</b>	0,01-0,19	0,01-0,04	0-0,01

**Tabla 6:** Rangos de valores BTF estimados según elemento traza y especie de interés pecuaria.

ron los 500 mg/kg de Zn. Las muestras que superaban los valores de los micronutrientes provenían de la localidad de Mercedes, provincia de Buenos Aires, siendo valores considerados como out layers. Las medianas de Cu (9,1 mg/kg) y Zn (39,8 mg/kg) se encontraron dentro del rango recomendado, mientras que las de Mn (56,1 mg/kg) y Fe (197,0 mg/kg) superaron dicho rango, pero están por debajo del máximo sugerido para consumo animal.

En el caso del As, según valores determinados por otros autores (0,24 a 3,16 µg/g por Rosas *et al.*, 1999), las concentraciones medias y medianas halladas en las muestras de los alimentos para el ganado analizados se encontraron dentro de este rango. Por otro lado, los valores de As hallados en este trabajo superaron el rango de concentración descrito previamente en estudios realizados en alfalfa (*Medicago sativa*) en nuestro laboratorio (0,1 a 1,5 mg/kg, Pérez-Carrera *et al.*, 2014, 2016a). En cuanto a las concentraciones de Pb, el 6,5% de las muestras analizadas, correspondiente al grupo de alimentos de los ensilados y fardos, superó el rango informado por Lavado *et al.*, (2004) de 1,3 a 9,3 µg/g en Argentina. Cabe destacar que, solo el 7,1% de las muestras analizadas en alimentos superaron los valores recomendados según el NRC (2001) o los descriptos por otros autores.

En cuanto a la concentración de los micronutrientes en leche cruda, se observaron diferencias significativas en las concentraciones de los elementos traza de importancia nutricional, como Cu, Fe, Mo y Zn (**Tabla 5**). Los niveles de Cu determinados fueron significativamente mayores en las muestras de leche de cabra que en las muestras de oveja y vaca. Por otro lado, las concentraciones de Fe, Mo y Zn, en las muestras de leche ovina fueron significativamente menores que las determinadas en las muestras de cabra y vaca. No se observaron diferencias significativas en la concentración de Mn entre las muestras de leche de las diferentes especies estudiadas. La concentración media de Cu en las muestras de leche ovina y bovina se encontraron por debajo del LMR (límite máximo de tolerancia o concentración máxima tolerable) de 2000 ng/g sugerido por UE y legislación internacional (Legislación internacional & UE, 2014), en cambio, la concentración media de las muestras de leche caprina se encontró por encima de dicho (LMR).

Por otro lado, respecto de los elementos traza de importancia toxicológica estudiados, el contenido de As en leche cruda mostró que el 9,5% de las muestras de leche bovina, el 8% de las de leche caprina y el 7,5% de las de leche ovina superaron el LMR de 20 ppb (Mercosur, decreto n°14, 2013). La concentración descrita en este trabajo fue similar al rango determinado previamente por Pérez-Carrera *et al.* 2016a, el mismo estuvo entre 0,1 y 8 µg/L de As en leche cruda bovina. Cabe destacar que las concentraciones de As determinadas en las muestras de leche en este trabajo fueron superiores a las descritas por Sigrist *et al.* (2010 y 2016), cuyo rango de valores no superó el LD (2,2 µg/L) de la metodología utilizada para la determinación de As en muestras de leche cruda de bovinos de la provincia de Santa Fe, Argentina.

En cuanto al contenido de Pb el 26,4% de las muestras de leche ovina, el 12% de las muestras de leche caprina y el 21,4% de las muestras de leche bovina superaron el LMR de 20 ppb (Mercosur, decreto n°14, 2013). Los valores de Cr se encontraron por debajo de los valores sugeridos de 100 ng/g (Mercosur decreto n°14, 2013). En cuanto a los valores de Cr y Pb, todas las concentraciones descritas en Pérez-Carrera *et al.* 2016a, se encontraron por debajo del límite de detección del equipo (LD), siendo menores a los hallados en este trabajo.

## Análisis de biotransferencia

En la **Tabla 6**, se detallan los rangos de valores de FBT estimados en este trabajo. Se observó que los principales elementos que se biotransfieren, desde el agua de bebida y alimento para ganado, a la leche fueron As, Cr, Pb y V, con un mayor porcentaje de probabilidad de ocurrencia para el Pb en leche cruda bovina y caprina y de As en leche cruda ovina y caprina.

El valor medio del FBT para As ( $2 \cdot 10^{-4}$  día/L) en muestras de leche bovina se encontró dentro del rango descrito previamente en trabajos realizados en nuestro laboratorio, de  $1,5 \cdot 10^{-5}$  a  $7,3 \cdot 10^{-4}$  día/L (Pérez-Carrera *et al.*, 2016a).

El único elemento que superó los valores umbrales de  $FBT > 1$ , fue el Cr, para la leche ovina y caprina cuando las concentraciones de dicho elemento superan los LMR, establecidos por el CAA (Código Alimentario Argentino, 2012) y el Mercosur, tanto en agua de bebida animal como alimento para el ganado.

## Consideraciones finales

En este trabajo se analizó el contenido de elementos traza de importancia nutricional y toxicológica en agua de bebida animal, alimentos para el ganado y leche cruda proveniente de sistemas de producción ovina, bovina y caprina.

Al analizar la biotransferencia de elementos traza desde el alimento y agua de bebida animal hacia leche cruda, se observaron diferencias significativas en cuanto a la concentración de los distintos elementos traza analizados. En el caso del As, Cu, Pb, V y Zn, se observó que el nivel de transferencia hacia la leche ovina era mayor que para la leche caprina y bovina. El Cr presentó un mayor nivel de biotransferencia a la leche caprina en relación con las muestras de leche de las otras especies estudiadas.

Por otra parte, entre los elementos traza de importancia nutricional analizados, ningún valor de FBT fue mayor a 1 lo que indica que no se acumulan en la leche de estas especies. En el caso de los elementos traza de importancia toxicológica, sólo el Cr presentó valores de FBT mayores a 1, para algunas muestras de leche caprina y ovina, registrándose entonces, cierta acumulación en la leche de estas especies. Estos valores de FBT están asociados a las condiciones de exposición de los animales, donde las concentraciones de Cr en agua de bebida animal excedían el LMR sugerido por la Ley 24051 (1 mg/L) y los valores de Cr en alimento eran cercanos al LMR sugerido en la reglamentación del Mercosur (100 ng/g).

Es importante remarcar que la herramienta de estimación del FBT, es útil para estimar un posible riesgo de transferencia de diversos contaminantes desde matrices como agua de bebida y alimento, analizando la posibilidad de acumularse en los productos de consumo humano como la leche. Es por esto que su uso facilita el análisis de posibles riesgos en la calidad del producto, la salud del ganado y la ingesta diaria y exposición de los/as consumidores/as.

## Bibliografía

- APHA. 1993. Standard methods for the examination of water and wastewaters. America Public Health Association, New York. 874pp
- Arellano FE, Alvarez Gonçalves CV, Pérez-Carrera AL, Calzetta Resio AN y A Fernández Cirelli .2014. Presencia de Elementos Traza Inorgánicos de Importancia Nutricional en Leche de Rumiantes. SNS, Revista Senasa 5-6:1-8
- Arellano FE, Pérez Carrera A, Calzetta Resio A, Galicio M y A Fernández Cirelli.2015. Determinación de minerales en leche ovina durante la lactación Congreso Argentino de Ciencia y Tecnología en Alimentos XV, ISBN: 978-987-22165-7-3
- Barwick M y Maher W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. Marine Environmental Research 56:471–502
- Cervera, M. L., & Montoro, R. (1994). Critical review of the atomic spectrometric analysis of arsenic in foods. Fresenius Journal of Analytical Chemistry, 348, 331–340.
- Código Alimentario Argentino, Argentine Food Code, CAA. (2012). Reglamentos técnicos Mercosur sobre límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos. [http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/Capitulo\\_III.pdf](http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/Capitulo_III.pdf). Accessed 26 July 2017
- Coni, E., Bocca, A., Coppolelli, P., Caroli, S., Cavallucci, C., & Trabalza Marinucci, M. (1996). Minor and trace element content in sheep and goat milk and dairy products. Food Chemistry 57(2):253-260
- Dar, M. I., Green, I. D., Naikoo, M. I., Khan, F. A., Ansari, A. A., & Lone, M. I. (2017). Assessment of biotransfer and bioaccumulation of cadmium, lead and zinc from fly ash amended soil in mustard–aphid–beetle food chain. Science of the total environment, 584, 1221-1229.
- Diyabalanage, S., Kalpage, M. D., Mohotti, D. G., Dissanayake, C. K. K., Fernando, R., Frew, R. D., & Chandrajith, R. (2021). Comprehensive Assessment of Essential and Potentially Toxic Trace Elements in Bovine Milk and Their Feeds in Different Agro-climatic Zones of Sri Lanka. Biological Trace Element Research, 199(4), 1377-1388.

- Dobrzański, Z., Kolacz, R., Górecka, H., Chojnacka, K., & Bartkowiak, A. (2005). The content of microelements and trace elements in raw milk from cows in the Silesian Region. *Polish Journal Environmental Studies* 14: 685-689
- Dowdy D., Mc Kone T.\* & Hsieh D.H. 1996. Prediction of Chemical Biotransfer of Organic Chemicals from Cattle Diet into Beef and Milk Using the Molecular Connectivity Index. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 984-989
- Fernandes A.R., Foxall C., Lovett A., Rose M., Dowding A.2011. The assimilation of dioxins and PCBs in conventionally reared farm animals: Occurrence and biotransfer factors. *Chemosphere* 83: 815-822
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO. (2015). Milk and Dairy Products in Human Nutrition- Questions and Answers. <http://www.fao.org/docrep/018/i3396e/i3396e.pdf>. Milk and Dairy Q&A.[http://www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/newsroom/docs/Milk%20and%20Dairy%20Q&A.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/newsroom/docs/Milk%20and%20Dairy%20Q&A.pdf)
- Lastre-Amell, G., González, C. M. C., Diloreto, F. B. D., Suarez-Villa, M., Morán, V. G., & Orostegui-Santander, M. A. (2020). Concentrations of trace elements like copper and zinc in breast, cow's and goat's milk. *Revista Cubana de Pediatría*, 92(2), 1-16.
- Lavado, R. S., Zubillaga, M. S., Alvarez, R., & Taboada, M. A. (2004). Baseline levels of potentially toxic elements in pampas soils. *Soil & Sediment Contamination*, 13(5), 329-339.
- Legislación internacional & UE, 2014. Contenidos máximos en metales pesados en productos alimenticios. Revisión 2014.
- Ley 24.051 Ley de Residuos Peligrosos. Decreto Reglamentario 831/93. República Argentina.
- Ministerio de Salud Pública, 2013. Decreto 14/013, Modificación y adaptación al Reglamento Técnico Mercosur sobre límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos, Resolución 12/011.
- National Research Council (NRC, 2001). Nutrient requirements of dairy cattle. 7th ed. Washington DC: National Academy Press; 2001:408p.
- Pérez-Carrera, A., Alvarez-Gonçalvez, C.V., & Fernández-Cirelli, A. (2016a). Transference factors as a tool for the estimation of arsenic milk concentration. *Environmental Science and Pollution Research* 17. DOI: 10.1007/s1135601667310.
- Pérez Carrera, A., Arellano, F., & Fernández Cirelli, A. (2016b). Concentration of trace elements in raw milk from cows in the southeast of Córdoba province, Argentina. *Dairy Science Technology*. DOI 10.1007/s1359401602905
- Pérez-Carrera, A., & Fernández-Cirelli, A. (2014). Arsenic biotransference to alfalfa (*Medicago sativa*). *International Journal of Environment and Health*, 7(1), 31-40.
- Qin, L., Wang, X., Li, W., Tong, X., & Tong, W. (2009). The minerals and heavy metals in Cow's milk from China and Japan. *Journal of Health Science* 55(2):300-305.
- Rodier, J. Análisis de aguas. Ediciones Omega. Barcelona. 1981, 1059 pp.
- Rosas, I.; Belmont, R.; Armienta, A.; Baez, A., 1999. "Arsenic concentrations in water, soil, milk and forage in Comarca Lagunera, Mexico". *Water, Air and Soil Pollution*. 112: 1-2, 133-149.
- Sigrist M, Hilbe N, Brusa L, Campagnoli D & Beldoménico H. (2016) Total arsenic in selected food samples from Argentina: Estimation of their contribution to inorganic dietary intake. *Food Chemistry*. 210: 96-101
- Sigrist, M., Beldoménico, H., & Repetti, M. R. (2010). Evaluation of the influence of arsenical livestock drinking waters on total arsenic levels in cow's raw milk from Argentinean dairy farms. *Food chemistry*, 121(2), 487-491.
- Stevens, J. B. (1991). Disposition of toxic metals in the agricultural food chain. 1. Steady-state bovine milk biotransfer factors. *Environmental science & technology*, 25(7), 1289-1294.
- Travis, C. C., & Arms, A. D. (1988). Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation. *Environmental Science & Technology*, 22(3), 271-274.
- Zhuang P, Zou H, Shu W (2009) Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *Journal of Environmental Sciences* 21849-853.



# Intensificación Ganadera e Indicadores de uso de Nitrógeno

GIL, S. B.<sup>1</sup> y HERRERO, M.A.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires, Fac. Cs. Veterinarias, Cát. Prod. Bovinos de Carne. Av. Chorroarín 280, CABA. [sgil@fvvet.uba.ar](mailto:sgil@fvvet.uba.ar)

<sup>2</sup> Asociación Argentina de Producción Animal. Tte. Gral. Juan D. Perón 725, 2° piso CABA.

## Resumen

Diferentes factores de producción de los sistemas ganaderos pueden modificar funciones ecológicas, como el ciclado de nutrientes, relacionado con el grado de intensificación de los sistemas. Se presenta la influencia de la intensificación de sistemas ganaderos bovinos en el excedente de nitrógeno (N), evaluada a través de indicadores agroambientales. Se utilizó información sobre aspectos productivos y de manejo de nutrientes en 83 unidades de análisis de provincia de Buenos Aires (sistemas base pastoril-SBP-, extensivos con distintos manejos y semintensivos con suplementación (n=48) e intensivos-SI- (n=35)), por un período de 10 años. Se evaluaron: 1-Balance de nitrógeno/hectárea/día (BalN/ha/d): Ingreso N total (kg) - egreso N total (kg), expresado por hectárea predial o de corral, y por día. Ingresos de N por alimentos, fertilizantes, lluvia y fijación biológica por leguminosas; egresos por animales vendidos. 2-Ineficiencia de Uso de N (IeUN) (%): cociente entre el balance y el total ingresado  $[(\text{BalN}/\text{ingresoN}) \times 100]$ . A mayor valor mayor ineficiencia de uso. Se aplicó Prueba de la Mediana para dos muestras ( $\alpha=0,05$ ). El excedente de N en los SI superó ampliamente al de los SBP, evaluado a través del BalN/ha/d (mediana 15,7 vs 0,09 kg N/ha/día), pero en contrapartida, resultaron más eficientes en el uso del N, con valores de mediana para IeUN de 44,29 % vs 76,95 % para SBP. La alta concentración de vacunos en los SI es fuente del gran aporte diario de N externo al ambiente, pero de todo el N que ingresa al sistema, es el que lo transforma en producto con mayor eficiencia.

## Palabras clave

balance de nutrientes, eficiencia, ganadería, sistema pastoril, sistema intensivo.

## Introducción

Diferentes factores de producción de los sistemas ganaderos pueden modificar funciones ecológicas, como el ciclo de nutrientes, el cual se encuentra relacionado con el grado de intensificación de los sistemas (Steinfeld, *et al.*, 2006; Viglizzo y Jobbágy, 2010). Varios de los efectos que se producen a nivel de los nutrientes en el ambiente, pueden analizarse y monitorearse a través de una serie de indicadores correctos. Entre las primeras y más simples se encuentra la metodología IOA de “contabilización de ingresos y egresos” de insumos a nivel de predio (Goodlass *et al.*, 2001). Luego, más específicos, la valoración del balance de nitrógeno a escala de predio y de indicadores de eficiencia asociados (Schröder *et al.*, 2003); el manejo de nutrientes a distintas escalas espaciales, evaluado a través de los balances y relacionados con el ambiente (Gibbons *et al.*, 2014), y, en los últimos años, no solo a nivel de producción primaria sino en toda la cadena de producción, la cuantificación de los flujos de nutrientes con la aplicación del enfoque de Ciclo de Vida (Food & Agricultural Organization of the United Nations [FAO], 2018). En Argentina, Viglizzo *et al.* (2002) contabilizaron los primeros balances de nitrógeno y de fósforo a nivel región. En la década siguiente se realizó una caracterización de los distintos sistemas de producción de bovinos para carne de la provincia de Buenos Aires, Argentina, en base al manejo del nitrógeno y fósforo a escala predial y de corral, y temporalmente, a escala anual y por día (Gil, 2017). Posteriormente, trabajos conjuntos entre Argentina y Uruguay presentaron, para sistemas ganaderos de base pastoril, balances de N y P (Gil *et al.*, 2019a) e indicadores de uso de nutrientes para N y P (Gil *et al.*, 2019b).

El grado de intensificación de los sistemas ganaderos se puede definir a partir de la relación entre la cantidad de unidades ganaderas –cabezas o equivalentes- e insumos asociados, y la superficie que ocupan. Desde este punto de vista, la producción de carne vacuna sobre forraje (natural y/o implantado) califica como “sistema extensivo de producción”, mientras que el engorde a corral o feedlot, como “sistema intensivo”. Por lo tanto, la intensificación en producción vacuna implica un incremento en el uso de los recursos (evaluados a nivel energético y a nivel de proveedores de nutrientes minerales) con el correspondiente aumento de carne producida por hectárea (Upton, 1997). La intensificación (incremento en el número de animales por unidad de superficie) involucra un aumento en la dependencia del uso de granos y suplementos alimenticios, tanto en los sistemas de pastoreo extensivos, netamente ganaderos, como en los mixtos, donde existe una integración con la actividad agrícola. Estos sistemas mixtos permiten explotar provechosamente las interacciones entre la ganadería y los cultivos agrícolas, a través de manejar los flujos de nutrientes y sus balances finales (Steinfeld *et al.*, 1997; Oomen *et al.*, 1998; Watson *et al.*, 2005). Así, teniendo en cuenta, además, esta integración, se pueden definir 3 tipos principales de sistemas productivos según nivel de intensificación, a saber: 1- Sistema extensivo de pastoreo; 2- Sistema semiintensivo; y 3- Sistema intensivo o industrial (engorde a corral o feedlot), sintetizados a continuación: 1) Sistema extensivo de pastoreo. Implica pastoreo directo de pastizales naturales y/o implantados, con ninguna o muy limitada integración con cultivos agrícolas; 2) Sistema semiintensivo. Está basado en el pastoreo directo, con suplementaciones a base de granos y voluminosos, y suelen ser sistemas mixtos en los cuales los subproductos de una actividad sirven como insumos para la otra actividad integrada, conformando un sistema más complejo (uso de estiércol como abono, de fertilizantes, etc.), y 3) Sistema intensivo (engorde a corral o feedlot). La producción está basada en insumos externos (energía y nutrientes a través del alimento) que deben ser transportados desde su sitio de producción, y la integración más equilibrada entre ganado y ambiente suele perderse. El estiércol producido se convierte en un subproducto problemático al no encontrar superficie para ser abonada. La gestión de residuos e indicadores de manejo de nutrientes en sistemas ganaderos intensificados fueron abordados desde su caracterización, evaluación mediante indicadores, definición de estrategias de manejo e interpretación de los flujos dentro del sistema de producción en una revisión bibliográfica (Gil *et al.*, 2021).

Los bovinos, como integrantes de los ciclos de los nutrientes, restituyen al suelo entre un 75 % y 95 % de los nutrientes de la ingesta a través de sus deyecciones, remanente de forraje sin comer, o por pérdidas durante la ingesta, dejando en evidencia su baja eficiencia de utilización (Tamminga, 1996; Van Horn *et al.*, 1996; Verhoeven *et al.*, 2003). El sistema extensivo produce traslados de fertilidad a través de una distribución de deyecciones desparejas, ya que los animales no pastorean en forma homogénea los potreros, produciéndose transferencias internas (Laws *et al.*, 2000; Simpson *et al.*, 2011). La misma carga animal media, pero manejada en forma rotativa más intensificada, mejora la uniformidad de la distribución de la materia fecal y orina, disminuyendo las áreas de concentración de los principales nutrientes excretados (Díaz Zorita y Barraco, 2002; Dahlin *et al.*, 2005).

El estudio de la sustentabilidad de los sistemas ganaderos puede encararse a partir del uso de indicadores ambientales. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico considera que un indicador ambiental es un parámetro o valor derivado de parámetros que proporciona información para describir el estado de un fenómeno, ambiente o área, con un significado que va más allá del asociado directamente con el valor del parámetro en sí mismo (OECD, 1993). Resultan ser herramientas que cuantifican información mediante la agregación de diferentes datos dando lugar a información sintetizada que ayuda a describir y valorar fenómenos más complejos. Se derivan de datos primarios. En los indicadores deberían intervenir valores mensurables, lo que permitiría definir acciones concretas para corregir errores o desviaciones del objetivo deseado (van der Werf y Petit, 2002; Schröder *et al.*, 2003; Halberg *et al.*, 2005).

En este trabajo se presenta la influencia de la intensificación de los sistemas ganaderos de producción de carne bovina en el excedente de nitrógeno, evaluada a través de indicadores agroambientales, en provincia de Buenos Aires.

## Materiales y Métodos

Se utilizó información obtenida por encuesta en entrevistas a productores y por registros facilitados durante las entrevistas, sobre aspectos productivos y de manejo de nutrientes. Se relevaron 83 unidades de análisis en provincia de Buenos Aires, en los partidos de Carmen de Areco, Chascomús, Maipú, Balcarce, Laprida y Trenque Lauquen (sistemas base pastoril-SBP-, extensivos con distintos manejos y semiintensivos con suplementación (n=48), e intensivos-SI (n=35)), por un período de 10 años. En 31 unidades de sistemas extensivos (SEx) con ganadería de cría (producción de carne (PC) 56 a 305 kg/ha/año), 15 tuvieron manejo extensivo, 8 intensificado a base de verdeos anuales y reservas forrajeras y 8 intensificado con pastoreo rotativo. Las otras 17 unidades base pastoril resultaron sistemas de invernada semiintensiva (SSi) (PC 536 a 1163 kg/ha/año), con manejo rotativo sobre pasturas permanentes y verdeos anuales, suplementados con granos, expeler de girasol y/o silaje de maíz o sorgo. Para las 35 unidades de SI o corrales de encierre, el cálculo de la producción de carne por corral de encierre se expresó por hectárea y por día, con un promedio de producción por corral de 154 kg/ha/día. Se utilizaron estadísticas zonales para obtener las precipitaciones, los contenidos de N de los alimentos y productos agro-ganaderos por bibliografía y análisis de laboratorio, el N de fertilizantes por tablas, y en los encierres a corral, los requerimientos animales a través del NRC. El N ingresado por fijación biológica (FBN) se obtuvo por registros de tipo de pasturas y campos naturales, de la productividad forrajera estimada y bases de datos, o productividad forrajera calculada en los SSi y análisis de laboratorio para el contenido de N.

Dado que los ciclos de producción son diferentes entre los SI y los SBP, los componentes de los balances de N y los parámetros productivos se expresaron por día, para poder ser tratados en conjunto y compararse. Se evaluaron dos Indicadores de Manejo de nutrientes (Gil y Carbó, 2014): 1-Balance de nitrógeno/hectárea/día (BalN) (kg N/ha/d): Ingreso N total (kg) - egreso N total (kg), expresado por hectárea predial o de corral, y por día. Los ingresos de N fueron a través de alimentos, fertilizantes, precipitaciones y FBN por leguminosas. Los egresos, por venta de animales, de forraje conservado como heno y granos en los predios con una pequeña proporción de la superficie con agricultura de venta. Este indicador provee información sobre el manejo de N en todo el sistema y posible excedente ambiental. 2-Ineficiencia de Uso de N (IeUN) (%): cociente entre el balance de N y el total ingresado de N [(BalN/ingresoN) x100]. Evalúa la eficiencia de aprovechamiento del N por el sistema. A mayor valor mayor ineficiencia de uso. Se realizó estadística descriptiva y se aplicó la Prueba de la Mediana para dos muestras ( $\alpha=0,05$ ) para comparar los Indicadores de manejo de nutrientes entre los grupos de Sistemas de Base Pastoril y los Intensivos (programa InfoStat versión 12.0 (Di Rienzo, *et al.*, 2012)).

## Resultados y Discusión

Los balances de N predial de los SBP resultaron positivos (kg N/ha/año) (**Fig. 1**). En los SEx debido al aporte de N por lluvias y FBN, y en los SSi, en forma preponderante, a partir de la FBN. Estos resultados comparten valores con los presentados para la región Pampeana argentina por Viglizzo *et al.* (2006), aunque estos autores no reportaron balances superiores a 103 kg N/ha/año y sí balances de N negativos, posiblemente por provenir de un área mucho más abarcativa que sólo provincia de Buenos Aires. En Uruguay se estimaron balances de N entre 7,2 y 138,7 kg N/ha/

año, reportados en un trabajo comparativo con Argentina (Gil et al., 2019a). Resultan valores comprendidos entre los presentados en este trabajo, posiblemente por ser sistemas de producción con grandes semejanzas. Por otro lado, una revisión sobre planteos de producción ganadera orgánica en Reino Unido mostró balances de N acordes a los resultados más altos de nuestro estudio (media de 112 kg ± 26 kg N/ha/año) (Watson et al., 2002), posiblemente por los valores de FBN de sus pasturas.

En ambos SBP, Sex y SSi, los egresos de N resultaron menores que los valores de los balances de N respectivos. Los SI presentaron valores de balance de N muy superiores a los SBP, con excedentes (balances) diarios por hectárea entre 4 y 69 kg N, con mayor riesgo ambiental si no se toman los recaudos necesarios para el tratamiento y reutilización de los residuos ganaderos (estiércol). Además, como otra diferencia importante, los egresos de N por animales superaron los valores de los balances de N: mediana de egresos N, 28 kg N/ha/día vs mediana de balance corral, 16 kg N/ha/día (Fig. 1. c), en respuesta a su mayor productividad diaria.

En la Fig. 2 se observa como quedaron separados los SI de los SBP en relación con los Balances de N, como así también, en relación con la PC (las 48 observaciones de SBP se visualizan, casi, como un solo punto en el ángulo inferior izquierdo de la Fig. 2, para su mejor visualización son ampliadas en el sector derecho de la gráfica). El valor mínimo de PC fue de 38,13 kg/ha/día para los SI con un balance de N de 6,50 kg N/ha/día, muy alejado de la PC máxima para los SBP, que fue de 3,19 kg/ha/día para un SSi, con un valor de balance de N de 0,9 kg N/ha/día. El excedente de N en los SI superó ampliamente al de los SBP, evaluado a través del BalN/ha/d (mediana 15,7 vs 0,09 kgN/ha/día).

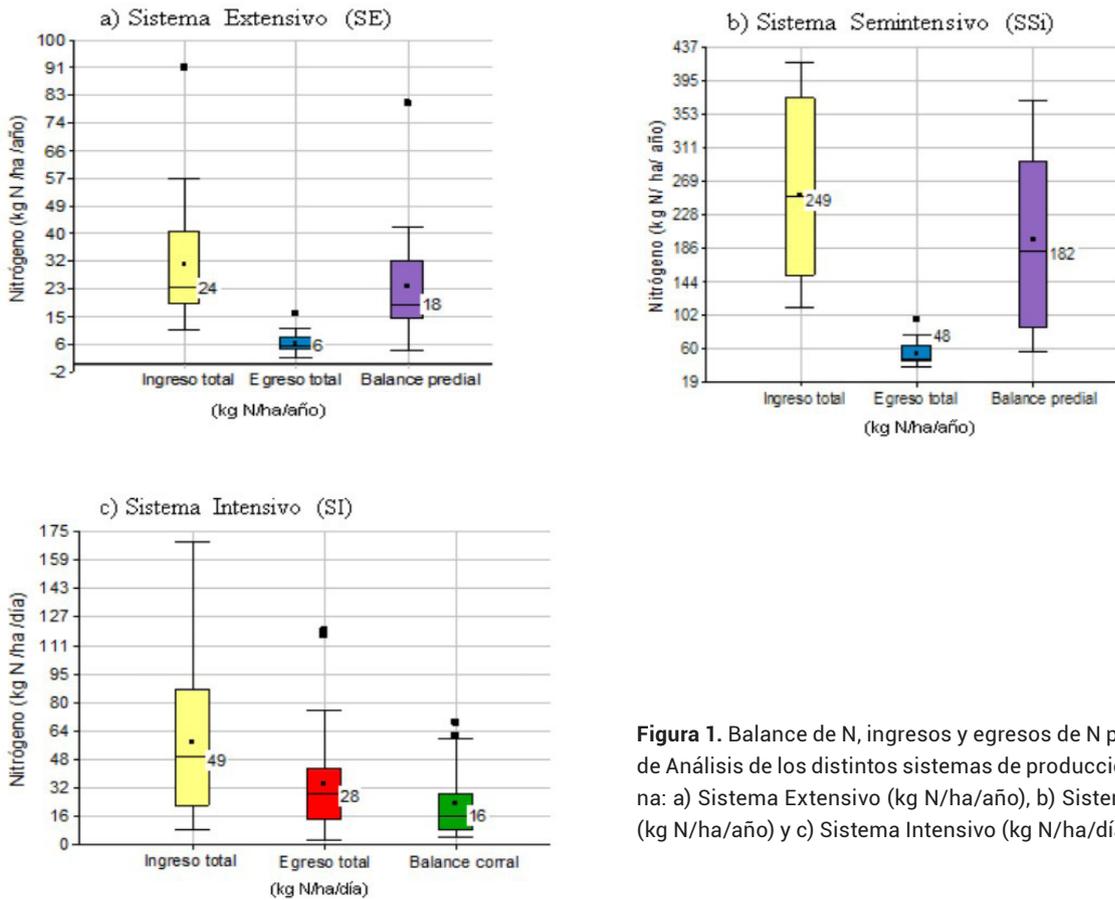
En la Tabla 1 se presentan los valores de la Mediana y rango de valores entre los percentiles P15 y P85 para los Balances de N y los leUN de los sistemas base pastoril y de los intensivos (incluyen el 70 % central de las observaciones).

En relación con el indicador leUN, los SBP resultaron más ineficientes en el uso del N, reflejado por la mayor proporción de N ingresado que quedó en el sistema (Tabla 1). En los resultados influyen su menor productividad diaria, la eficiencia de cosecha del forraje producido (depende del sistema de pastoreo, pero nunca llega al 100 %) y la mayor cantidad de pasos en la transformación del nutriente desde el ingreso al predio hasta su salida en el producto (vacunos). La alimentación en los SI (corrales de encierre), por el contrario, involucra una transformación directa del nutriente del alimento a carne, mientras que la incorporación del N a través de los fertilizantes (para los forrajes que lo utilicen y para los cultivos en los sistemas mixtos), insume un paso más en la transformación (suelo-planta y planta-animal), lo cual genera mayores pérdidas al sistema hasta llegar al producto final, la carne. Los valores del leUN de los SBP resultan ligeramente menores a los reportados para Uruguay, donde calcularon una mediana de 87,6 %, mostrando, en términos generales, una menor eficiencia de uso (Tieri et al., 2011), posiblemente relacionado con su menor productividad por hectárea.

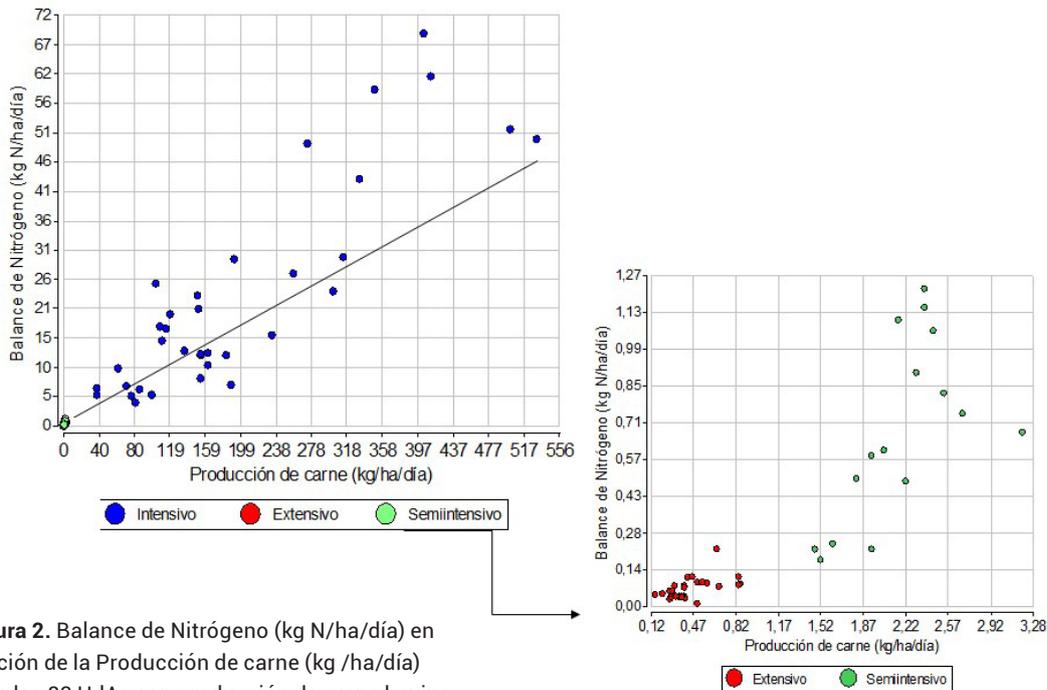
Si bien los SI generaron mayor excedente de N por unidad de superficie y unidad de tiempo que los SBP, en contrapartida resultaron más eficientes en el uso del nutriente. La alta concentración de vacunos en los SI es fuente del gran aporte diario de N externo al ambiente, sin embargo, de todo el N que ingresa al sistema, es el que lo transforma en producto con mayor eficiencia.

INDICADOR	BASE PASTORIL (n=48)	INTENSIVOS (n= 35)
Balance de Nitrógeno (kg N/ha/día)	0,09 (0,04 - 0,9)	15,7 (6,50 - 59)
Ineficiencia de uso de N (%)	77 (58 - 86)	44,3 (21 - 59)

**Tabla 1.** Valores de la Mediana y rango entre los percentiles P15 y P85, correspondientes a la Prueba de la Mediana para dos muestras (sistemas intensivos y sistemas base pastoril de producción de carne bovina) para los Indicadores de Manejo y Uso de Nitrógeno de las 83 unidades de análisis comparadas (nivel de Significancia α = 0,05).



**Figura 1.** Balance de N, ingresos y egresos de N para las Unidades de Análisis de los distintos sistemas de producción de carne bovina: a) Sistema Extensivo (kg N/ha/año), b) Sistema Semintensivo (kg N/ha/año) y c) Sistema Intensivo (kg N/ha/día).



**Figura 2.** Balance de Nitrógeno (kg N/ha/día) en función de la Producción de carne (kg/ha/día) para las 83 UdAs con producción de carne bovina, clasificadas según sistema de producción (Intensivo n= 35; Extensivo n= 31; Semiintensivo n= 17). Gráfico a la derecha amplía el sector de sistemas extensivos y semiextensivos.

## Conclusiones

El excedente de N en los SI superó ampliamente al de los SBP, evaluado a través del Balance de N, pero en contrapartida, los SI resultaron más eficientes en el uso del N al quedar menor proporción del balance (excedente) en relación con el N ingresado, valorado a través del leUN. La alta concentración de vacunos en los SI es fuente del gran aporte diario de N externo al ambiente, pero de todo el N que ingresa al sistema, es el que lo transforma en producto con mayor eficiencia.

Los principales puntos a considerar con respecto al manejo del nitrógeno para reducir el riesgo ambiental, para los SI, se enfocarían en restringir los excedentes de N al ambiente a partir del manejo del estiércol (tratamiento, reuso y reciclado del N) y en la nutrición de precisión para cubrir los requerimientos de proteína de los animales con la mayor rigurosidad posible, en función de disminuir su eliminación al ambiente. Para los SBP, se centrarían en el aumento de la productividad en base a mejorar la eficiencia de producción de carne (aumento de la tasa de destete, aumento de la ganancia diaria de peso) y mejorar / optimizar la eficiencia de cosecha del forraje producido, especialmente ante la aplicación de fertilizantes.

## Agradecimientos

Financiamientos Programa UBACyT, proyectos 21020180600316BA (2014 - 2017) y 20020170100226BA (2018 - 2022).

## Bibliografía

- Dahlin, A.S., Emanuelsson, U. & McAdam, J.H. 2005. Nutrient management in low input grazing-based systems of meat production. *Soil Use and Management* 21: 122 - 131. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00116.x>
- Díaz Zorita, M. y Barraco, M. 2002. ¿Cómo es el balance de fósforo en los sistemas pastoriles de producción de carne en la región pampeana? *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 13: 8-10.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. 2012. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Gibbons, J.M., Williamson, J.C., Pryor Williams, A., Withers, P.J.A., Hockley, N., Harris, I.M., Hughes, J.W., Taylor, R.L., Jones, D.L., Healey, J.R. 2014. Sustainable nutrient management at field, farm and regional level: Soil testing, nutrient budgets and the trade-off between lime application and greenhouse gas emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 188: 48 - 56.
- Gil, S. B. (2017, 04 10). Indicadores de manejo de nutrientes relacionados con la sustentabilidad agroambiental en sistemas de producción de carne (tesis doctoral). Repositorio Digital Institucional de la Universidad de Buenos Aires. [[http://repositorioubas.sisbi.uba.ar/gsd/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=avaposgra&cl=CL1&d=HWA\\_2287](http://repositorioubas.sisbi.uba.ar/gsd/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=avaposgra&cl=CL1&d=HWA_2287)] Reviewed: Diciembre, 2021
- Gil, S. B. y Carbó, L. I. 2014. Capítulo 3: MANEJO DE NUTRIENTES. In: La producción animal y el ambiente. Conceptos, interacciones y gestión. Ed. Herrero, María A.; Gil, Susana B.; Rebuelto, Marcela; Sardi, Graciela M.I. - 1a ed. - Cdad. Autónoma de Buenos Aires, editorial BM Press, pp 67 - 95.
- Gil, S.B.; Carbó, L., Herrero, M.A. 2021. Gestión de residuos e indicadores de manejo de nutrientes en sistemas ganaderos intensificados. Revisión bibliográfica. *Investigación Veterinaria*, 23(2): 01-14. [<http://www.fvet.uba.ar/archivos/publicaciones/invet/vol23-2-2021/art-14-vol23-2-2021.pdf>] Reviewed: mayo, 2022.
- Gil S.B., Tieri MP, LaManna AF, Faverín C, Herrero MA. 2019a. Balanço de nutrientes em sistemas de produção de carne na Argentina e Uruguay. In: VI Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – VI SIGERA, Florianópolis, pp. 501 - 504. [http://sbera.org.br/pt/wp-content/uploads/2019/08/sigera\\_vi\\_anais\\_2019.pdf](http://sbera.org.br/pt/wp-content/uploads/2019/08/sigera_vi_anais_2019.pdf) Reviewed: abril, 2022
- Gil SB, Tieri MP, LaManna AF, Faverín C, Herrero M. 2019b. Indicadores de uso de nutrientes en sistemas ganaderos en Argentina y Uruguay. *Revista Argentina de Producción Animal*, 39(S1): 210.

<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/15529/1/Revista-Argentina-de-Produccion-Animal-2019.v.39.supl.1.AP-2.pdf>

Goodlass, G., Halberg, N., Verschuur, G. 2001. Study on Input/Output Accounting Systems on EU agricultural holdings. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht.

<https://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/inputoutput.pdf> Reviewed: mayo, 2022.

Halberg, N., van der Werf, H. M.G. Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I.J.M., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science* 96: 33 – 50. DOI: 10.1016/j.livprodsci.2005.05.013

Laws, J.A., Pain, B.F., Jarvis, S.C., Scholefield, D. 2000. Comparison of grassland management systems for beef cattle using self-contained farmlets: effects of contrasting nitrogen inputs and management strategies on nitrogen budgets, and herbage and animal production. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 243 – 254. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00150-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00150-X)

Oomen, G.J.M., Lantinga, E.A., Goewie, E.A., Van der Hoek. 1998. Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agricultura. *Environmental Pollution* 102(S1): 697 - 704. DOI:10.1016/S0269-7491(98)80101-2

Organización de Cooperación de Desarrollo Económico -OECD-. 1993. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A Synthesis Report by the Group on the State of the Environment. Environment Monographs (83). Organization for the Economic Co-Operation and Development (Eds.), 35 pp, Paris.

Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., Neeteson, J.J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy* 20: 33 - 44. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00070-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00070-4)

Simpson, R. J., Oberson, A., Culvenor, R.A., Ryan, M.H., Veneklaas, E.J., Lambers, H., Lynch, J.P., Ryan, P.R., Delhaize, E., Smith, F.A., Smith, S.E., Harvey, P.R., Richardson, A.E. 2011. Strategies and agronomic interventions to improve the phosphorus-use efficiency of farming systems. *Plant and Soil* 349(1-2): 89 - 120. DOI:10.1007/s11104-011-0880-1

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan C. 2006. Livestock's role in climate change and air pollution. En: *Livestock's Long shadow. Environmental issues and options*. FAO, Rome, pp. 79 - 123.

Steinfeld, H., de Haan, C., Blackburn, H. 1997. Options to address livestock-environment interactions. WAR/ *Revista Mundial de Zootecnia*, 88/1. FAO. Roma, Italia.

Tamminga, S. 1996. A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *Journal of Animal Science* 74: 3112 - 3124. DOI: 10.2527/1996.74123112x

Tieri, M.P., La Manna, A., Montossi, F., Banchemo, G., Mieres, J., Fernández, E. 2011. Capítulo VI. El Balance de Nutrientes en 36 Predios Comerciales del GIPROCAR II (FUCREA/INIA): "Una Primera Aproximación al Proceso de Intensificación en Sistemas Agrícola-Ganaderos y su Potencial Impacto en el Ambiente". In: *Invernada de Precisión: Pasturas, Calidad de Carne, Genética, Gestión Empresarial e Impacto Ambiental (GIPROCAR II)*, INIA, Colonia del Sacramento, pp. 129 - 136. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7667/1/St-211-2013-p.129-136.pdf>

Upton, M. 1997. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? WAR/*Revista Mundial de Zootecnia*, 88, FAO. Roma, Italia, pp. 21 - 29.

van der Werf, H. M. G., Petit, J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 131 - 145. DOI:10.1016/S0167-8809(01)00354-1

van Horn, H.H., Newton, G.L. & Kungu, W.E. 1996. Ruminant nutrition from an environmental perspective: factors affecting whole-farm nutrient balance. *Journal of Animal Science* 74: 3082 - 3102. DOI: 10.2527/1996.74123082x

Verhoeven, F.P.M., Reijs, J.W. and Van Der Ploeg, J.D. 2003. Re-balancing soil-plant-animal interactions: towards reduction of nitrogen losses, *NJAS Wageningen Journal of Life Sciences* 51, Issues 1–2: 147 - 164. [https://doi.org/10.1016/S1573-5214\(03\)80031-3](https://doi.org/10.1016/S1573-5214(03)80031-3)

Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., Lértora, F. 2002. La sustentabilidad ambiental del agro Pampeano, Programa Nacional de gestión Ambiental Agropecuaria. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA (Ed), pp. 1- 84.

Viglizzo, E.F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D.E., Cabo, S. 2006. A Rapid Method for Assessing the Environmental Performance of Commercial Farms in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 117: 109–134. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7981-y>

Viglizzo, E.F, Jobbágy, E. (Eds.) 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto Ecológico-Ambiental. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA (Ed), pp. 1 - 102.

Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Loes, A.K., Myrbeck, E., Salomon, E., Schröder, J. & Stockdale, E.A. 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management*, 18(S1): 264–273. DOI:10.1111/j.1475-2743.2002.tb00268.x

Watson, C.A., Öborn, I. Eriksen, J. & Edwards, A.C. 2005. Perspectives on nutrient management in mixed farming systems. *Soil Use and Management* 21: 132 – 140. DOI: 10.1079/SUM2005304

# Movilidad vertical de cobre en un suelo arenoso debido a la aplicación de estiércol de ganadería intensiva

TORRI, S. I.<sup>1</sup>, PÉREZ CARRERA, A. L.<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. torri@agro.uba.ar

<sup>2</sup> Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Universidad de Buenos Aires – CONICET. Facultad de Ciencias Veterinarias. Instituto de Investigaciones en Producción Animal (UBA-CONICET), Buenos Aires, Argentina.

## Resumen

El objetivo de este trabajo fue estudiar la movilidad vertical de cobre (Cu) en un suelo de textura arenosa enmendado con estiércol proveniente de un sistema intensivo de engorde bovino. Se rellenaron columnas de PVC con 500g de suelo, y se aplicó el equivalente a 150 t.ha<sup>-1</sup> de estiércol en forma superficial. Ambos tratamientos (T, testigo y E, enmendado, n=4) se regaron con el equivalente 1100 mm de precipitaciones. A los 30 días finalizó el ensayo, las columnas se dejaron secar y se partitionaron en 5 estratos: 0-1,7cm (I); 1,7-3,5cm (II); 3,5-7cm (III); 7-10,5cm (IV) y 10,5-14cm (V). Se determinó la biodisponibilidad de Cu mediante extracción con EDTA. En la columna testigo, no se observaron diferencias significativas en Cu-EDTA en profundidad.

Sin embargo, la concentración de Cu-EDTA fue significativamente superior en E (Tukey, p<0.05) comparado con T, indicando movilización vertical del elemento. Si bien el Cu es considerado poco móvil en el perfil del suelo, en las condiciones del ensayo podría haber formado complejos orgánicos solubles con el Cu y moverse a través del perfil por procesos de lixiviación con posible impacto negativo sobre el acuífero freático. Se observó una correlación positiva entre Cu-EDTA y el contenido de carbono orgánico disuelto en I, II III y IV, explicando el 43% de la movilización observada. Es esperable que, en un ensayo a campo, la movilidad vertical de Cu sea menor debido a las menores precipitaciones y a la presencia de especies vegetales.

## Palabras clave

cobre, lixiviación, excretas, suelo

## Introducción

En los sistemas intensivos de engorde bovino, el ganado consume dietas con elevada concentración energética y alta digestibilidad con el objetivo de desarrollar su máximo potencial genético en forma rápida y eficiente (Upton 1997). Los micronutrientes requeridos para el engorde son suministrados a través de la ración, incorporando al alimento balanceado un núcleo mineral cuyos componentes incluyen cobre (Cu), cobalto (Co), hierro (Fe), manganeso (Mn), selenio (Se) y cinc (Zn). Sin embargo, la eficiencia de metabolización de estos elementos es muy baja, del orden del 10% (Mantovi *et al.*, 2003), originando una elevada concentración de elementos traza (ET) en el estiércol (Pérez Carrera y Fernández Cirelli, 2004). De esta manera, el adecuado manejo de las excretas es un aspecto fundamental en la sustentabilidad ambiental en los sistemas de producción intensiva, ya que pueden potencialmente contribuir a la contaminación de acuíferos (Kaczala y Blum 2016).

La aplicación de estiércol a los suelos agrícolas como enmienda orgánica es cada vez más frecuente a nivel mundial. Esta práctica produce mejoras en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los agroecosistemas a nivel local y global (Cambier *et al.*, 2019). Sin embargo, pueden ser una fuente de ET en el sistema suelo (Sistani y Novak, 2006; Bolan *et al.*, 2014). De hecho, a nivel mundial, se observó que la concentración de ciertos ET en el estiércol correspondiente a sistemas intensivos aumentó durante las últimas décadas debido a la mayor incorporación de aditivos a la dieta (Wang *et al.*, 2013, Collins 2017).

Cuando los ET son incorporados al suelo, como por ejemplo a través de una enmienda orgánica, pueden quedar retenidos por las partículas de suelo a través de diferentes mecanismos biológicos y/o físico químicos: en sitios de intercambio, específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos, asociados con la materia orgánica (MOS) y/o precipitados; o pueden permanecer en la solución del suelo (Torri y Lavado, 2002, Selim y Zhang, 2013). Las reacciones que se producen entre la fase sólida edáfica y la solución del suelo están estrechamente relacionadas con el pH y el potencial redox del sistema que, a su vez, dependen de la textura y estructura del suelo, de factores ambientales y del tiempo transcurrido desde su incorporación al suelo. La interacción entre los distintos procesos resulta en su mayor o menor biodisponibilidad (Torri 2020).

Los ET se caracterizan por ser poco móviles en el perfil del suelo: alrededor del 90% de los elementos traza incorporados al suelo interactúan con los componentes de su fase sólida (Pinochet *et al.*, 2001, Torri *et al.*, 2014). A su vez, las formas solubles en la solución del suelo, como iones libres o asociados con ligandos orgánicos, se encuentran en muy baja proporción, y son fácilmente absorbidas por las especies vegetales (He *et al.*, 2005). Pero en los últimos años, se manifestó un creciente interés por estudiar la movilidad vertical de ciertos ET en los suelos, ya que podrían ser más móviles de lo que originalmente se pensaba (Torri y Corrêa, 2012). De hecho, ciertos trabajos indicaron la existencia de un flujo vertical de ciertos ET en suelos enmendados con residuos orgánicos (Toundou *et al.*, 2021).

Muchos investigadores han atribuido el incremento en la movilidad vertical de los ET a la formación de compuestos de coordinación con el carbono orgánico disuelto (Mancinelli *et al.*, 2017; Balland-Bolou-Bi *et al.*, 2019; Wiatrowska *et al.*, 2019; entre otros). Dicho carbono proviene de la mineralización de la materia orgánica. Luego de la aplicación de una enmienda orgánica a los suelos, existe un pulso de rápida descomposición, seguido por una fase de lenta mineralización (Torri *et al.*, 2003). Al ser incorporados a través de un residuo orgánico fácilmente mineralizable como el estiércol, los ET podrían formar complejos orgánicos solubles y, de esta manera, movilizarse en forma vertical en el perfil del suelo por procesos de lixiviación (Welikala *et al.*, 2018).

El objetivo de este trabajo fue estudiar la movilidad vertical de Cu en un suelo disturbado de textura arenosa enmendado superficialmente con estiércol bovino proveniente de un sistema intensivo de engorde bovino.

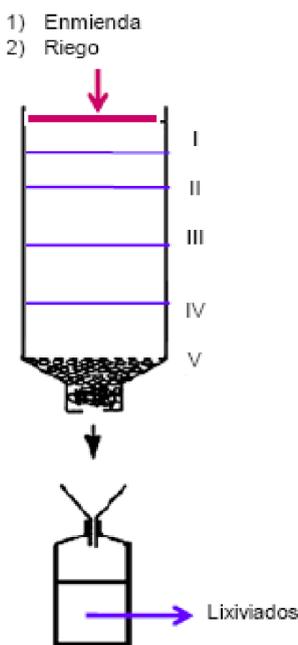
# Materiales y Métodos

## Suelo

El trabajo experimental se llevó a cabo con muestras del horizonte superficial de un Hapludol éntico (U.S. Soil Taxonomy) obtenido en un establecimiento agropecuario intensivo en la localidad de Mari Lauquen (36°7'49.03» S, 62°58'35.99» E), partido de Trenque Lauquen, al Oeste-Noroeste de la provincia de Buenos Aires, correspondiente a la Pampa Arenosa. Se tomaron muestras compuestas de suelo prístino (n=10), entre 0-15 cm de profundidad utilizando elementos adecuados para evitar contaminación. La muestra compuesta se homogeneizó y en el laboratorio se extendió a la sombra, a temperatura ambiente, hasta su secado. Posteriormente se molió y tamizó por una malla de 10-mesh de acero inoxidable.

## Estiércol

El estiércol se extrajo de corrales de engorde de novillos Braford, del establecimiento mencionado, situado en la localidad de Mari Lauquen. El estiércol se secó en estufa con circulación de aire a 50 °C hasta constancia de peso. Posteriormente se molió con molinillo de acero inoxidable, y tamizó por tamiz de nylon de 2 mm.



**Figura 1:**  
Esquema del equipo

## Ensayo

Las columnas de PVC (20 cm de longitud y 6 cm de diámetro) ser rellenas con 500 g de suelo. El empaque de las columnas con suelo se hizo hasta una altura de 14 cm. Para evitar pérdidas de suelo, en la base de cada columna se colocó una malla de nylon.

Se evaluaron dos tratamientos: i) T, columna de suelo testigo, ii) E, columna de suelo con aplicación superficial de estiércol, en dosis equivalentes a 150 t.ha<sup>-1</sup>. Esta dosis es elevada, y representa 2895 kg N total /ha. Cabe destacar que la mayor proporción de nitrógeno (N) se encuentra en formas orgánicas en el estiércol, con lo cual es necesaria su mineralización para que éste pase a formas disponibles. La dosis empleada en este ensayo no se utiliza a campo debido al riesgo de lixiviación de N, con potencial contaminación de napa. Sin embargo, es de utilidad para estudiar la dinámica de ciertos ET. La dosis utilizada en este trabajo puede equipararse a una aplicación anual de 50 ton/ha durante tres años.

Cada tratamiento se realizó por cuadruplicado. Inicialmente se llevaron las columnas de suelo a capacidad de campo (Mizuno *et al.*, 1978). A partir de ese momento, a cada columna se aplicó 20 mL de agua destilada tres veces por semana mediante goteo rápido utilizando una bureta. El ensayo duró 30 días. La cantidad total de agua aplicada por columna fue de 300 mL, equivalente a precipitaciones de 1100 mm.

Los lixiviados se recogieron a intervalos regulares de tiempo, obteniéndose 6 lixiviados de 40 mL cada uno.

Al finalizar el período del ensayo, las columnas de suelo se dejaron secar a temperatura ambiente. Posteriormente se desempacó el suelo de las columnas, dividiéndolo en 5 estratos: 0 - 1,7 cm (I); 1,7 -3,5 cm (II); 3,5-7 cm (III); 7-10,5 cm (IV) y 10,5-14 cm (V). En la **Figura 1** se muestra un esquema del equipo utilizado, con la ubicación relativa de los estratos de suelo.

## Determinaciones químicas

El suelo y el estiércol se caracterizaron según metodología estándar (Page 1982). Se determinó tamaño de partícula mediante el método de la micro pipeta (Richter y Svartz, 1984); capacidad de intercambio catiónico y cationes de cambio - Ca y Mg (acetato de amonio pH 7 y absorción atómica); K y Na (acetato de amonio pH 7 y emisión atómica). El contenido de nitrógeno total se determinó por el método de Kjeldahl, mientras que el carbono orgánico se determinó utilizando la metodología propuesta por Amato (1983), mediante digestión húmeda con  $\text{CrO}_3$ . El contenido total de Cd, Cu, Pb y Zn en los suelos y en el estiércol se determinó por digestión (Shuman 1985) y posterior determinación mediante espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES, Perkin Elmer, Optima 2000 DV) por métodos estándar (APHA, 2017) en el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-Instituto UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA.

La concentración de carbono orgánico soluble se realizó mediante extracción con agua destilada (Mazzarino et al., 1993) y se filtró utilizando una jeringa adosada a un filtro de fibra de vidrio. Para evitar degradación microbiana, se incorporó solución saturada de  $\text{NaN}_3$ . El carbono orgánico soluble se determinó por oxidación catalítica a alta temperatura, utilizando un Equipo Shimadzu 5000-A TOC analyzer (Shimadzu Scientific Instruments, Columbia, MD) con un analizador de carbono. El estándar de referencia utilizado para calibrar el equipo fue solución de biftalato de potasio. Las determinaciones se hicieron en la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), Centro Atómico Constituyentes.

La concentración de Cu biodisponible se determinó mediante una extracción simple con EDTA según la metodología descrita por Quevauviller et al. (1998) y de Gregori et al. (2004). En todos los casos, los análisis se realizaron por triplicado, con un desvío estándar menor al 1 %. Se determinó Cu en los extractos y en los lixiviados por ICP-OES en el CETA, Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA.

## Análisis estadístico

Los resultados se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA), previa comprobación de homogeneidad (prueba de Bartlett) y de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk). En caso de no cumplirse la homogeneidad de varianza, las variables se transformaron para su análisis estadístico (Kuehl 1994). Las medias se analizaron mediante el test de Tukey (HSD), con el nivel de significancia de  $p < 0,05$  (Zar 1999). Se utilizó el programa Statistics (versión 1.0, 2000).

## Resultados y Discusión

El suelo, de textura franco arenosa, presentó las siguientes características: % arcilla: 14,5; % limo: 24,6; % arena: 60,9; C total:  $12,9 \text{ mg.g}^{-1}$  suelo; N total:  $1,38 \text{ mg.g}^{-1}$  suelo; P total:  $0,67 \text{ mg.g}^{-1}$  suelo; Conductividad eléctrica (CE):  $0,61 \text{ dS m}^{-1}$ ; pH: 5,8; CIC:  $14 \text{ cmol(c).kg}^{-1}$ . Cationes de cambio:  $\text{Ca}^{2+}$ :  $6,7 \text{ cmol(c).kg}^{-1}$ ;  $\text{Mg}^{2+}$ :  $1,5 \text{ cmol(c).kg}^{-1}$ ;  $\text{Na}^{+}$ :  $0,5 \text{ cmol(c).kg}^{-1}$ ;  $\text{K}^{+}$ :  $2,3 \text{ cmol(c).kg}^{-1}$ . Elementos traza: Cu total:  $18,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ ; Pb total:  $15,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ; Zn total:  $46,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ ; As total:  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

La concentración de Cu total en el suelo utilizado para este ensayo se encontró en el rango  $14\text{-}28 \text{ mg kg}^{-1}$ , valores indicados por diversos autores para suelos no contaminados de la región pampeana (Torri y Lavado 2008 a; Díaz et al., 2014).

El contenido de Cu edáfico está estrechamente relacionado con la textura del suelo, y es por lo general menor en suelos de textura arenosa comparado con suelos de textura arcillosa. Es probablemente el micronutriente adsorbido o retenido con mayor fuerza por los componentes del suelo, debido a su tendencia para formar enlaces covalentes (Kivelson et al., 1961; Buluggiu et al., 1972). En los suelos prístinos presenta escasa movilidad en el perfil, acumulándose en los horizontes superficiales debido a su adsorción específica a la materia orgánica estable y, en menor proporción, a la superficie de las arcillas silicatadas.

El estiércol presentó las siguientes características: C total: 192,35 mg.g<sup>-1</sup>; N total: 18,2 mg.g<sup>-1</sup>; P total: 0,8 mg.g<sup>-1</sup>; Ca total: 26,2 mg.g<sup>-1</sup>; Mg total: 19 mg.g<sup>-1</sup>; K total: 14,2 mg.g<sup>-1</sup>; As total: 0,58 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu total: 22,15 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn total: 140 mg.kg<sup>-1</sup>; CE (dS m<sup>-1</sup>): 1,5; pH: 6,8.

## Concentración de carbono orgánico soluble (COD)

El carbono soluble (orgánico e inorgánico) se encuentra en la solución del suelo, y representa menos del 1% de la materia orgánica total edáfica. Esta fracción juega un papel fundamental en el ciclo biogeoquímico del carbono, nitrógeno y fósforo, así como en el transporte de nutrientes (Bolan *et al.*, 2011).

El carbono orgánico soluble o disuelto (COD) es una mezcla compleja de sustancias de composición y propiedades químicas variadas. En los sistemas naturales, el COD se origina a partir de actividades metabólicas autótrofas y heterótrofas, y la lisis del material muerto, que incorpora carbono a la solución del suelo. A su vez, la degradación de la materia orgánica más estabilizada libera compuestos solubles de mayor masa molar.

El COD se encuentra operacionalmente definida, e incluye todos aquellos compuestos orgánicos presente en la solución del suelo, o que puedan pasar a través de un filtro de 0,45 µm o permanecer en el sobrenadante tras centrifugación a aproximadamente 4 000 g durante 15 minutos (Buffle *et al.*, 1992). Así definido, el COD incluye compuestos de elevada y de baja masa molar (van Hees *et al.*, 2005), constituyendo una mezcla de solutos orgánicos, tales como carbohidratos libres, ácidos húmicos, péptidos y sideróforos, ciertos ácidos hidrófilos y componentes neutros hidrofóbicos e hidrófilos (Silveira 2005). Ciertas moléculas orgánicas solubles, de tamaño comprendido entre 1<sup>-1</sup>,000 nm son micelas coloidales, y forman parte de esta fracción (Yan *et al.*, 2018).

El COD puede movilizarse en el perfil del suelo debido a su solubilidad en agua y a su estado de dispersión coloidal. El horizonte superficial, con mayor contenido de materia orgánica o residuos vegetales, es la principal fuente de COD en los suelos, mientras que los horizontes sub superficiales son los principales sumideros. Debido a su asociación con distintas sustancias o elementos, numerosos autores coinciden en que el transporte facilitado por esta mezcla de sustancias desempeña un papel importante en los procesos de migración vertical de los elementos traza en los suelos (Bolan *et al.*, 2003 a y b; Karathanasis *et al.*, 2007; Zhu *et al.*, 2014; Okkenhaug *et al.*, 2017). En la Tabla 1 se presentan los datos de carbono orgánico disuelto (COD) en ambos tratamientos para cada profundidad.

## Suelo testigo

En las columnas de suelo testigo, se observó un incremento significativo de COD en profundidad hasta el estrato IV, indicando migración de compuestos orgánicos solubles. Como en este suelo no se incorporó ninguna enmienda, el COD proviene exclusivamente de la mineralización de la materia orgánica nativa del suelo (Filep y Rekasí 2011).

## Suelo enmendado con estiércol

En las columnas de suelo enmendadas con estiércol, la mayor concentración de COD se observó en el estrato superficial (**Tabla 2.6**), siendo significativamente más elevada que la correspondiente a los estratos subsuperficiales, debido a que el estiércol presenta una elevada proporción de compuestos orgánicos fácilmente degradables (Wang y Gaston, 2014). A su vez, se observó una disminución en la concentración de COD en los estratos II y III, y IV, llegando a un mínimo en el estrato V. Así mismo, se observó que la aplicación de estiércol originó un incremento significativo en los valores de COD en prácticamente todos los estratos con respecto al suelo testigo.

Estos resultados indican la generación y la migración de carbono soluble en el tratamiento E desde el estrato I a los demás estratos, en concordancia con los resultados reportados por otros autores (Hao *et al.*, 2008; Lentz y Lehrsch 2014; Oyewumi y Schreiber 2017).

sección	Prof*	T	E
I	0-1,7	273,68 ± 5,13 d B	472,53 ± 9,23 a A
II	1,7-3,5	313,65 ± 6,15 c B	397,70 ± 8,20 b A
III	3,5-7	344,40 ± 7,18 b A	334,15 ± 7,18 c A
IV	7-10,5	372,08 ± 7,18 a A	298,28 ± 6,15 d B
V	10,5-14	274,70 ± 5,13 d A	275,73 ± 5,13 e A

\* profundidad (cm)

Tabla 1:

Concentración de carbono orgánico disuelto (COD, mg C.kg suelo-1) en cada uno de los estratos de suelo correspondientes a los tratamientos T y E. El análisis estadístico se realizó en profundidad para el mismo tratamiento (letras minúsculas) y para cada profundidad entre tratamientos (letras mayúsculas). Letras diferentes indican diferencias significativas (Tukey, p<0,05).

## Disponibilidad de cobre(Cu) en las columnas de suelo

En la **Figura 2** se presenta la concentración de Cu disponible, extraído con EDTA (Cu-EDTA), en las distintas secciones de las columnas de suelo estudiadas.

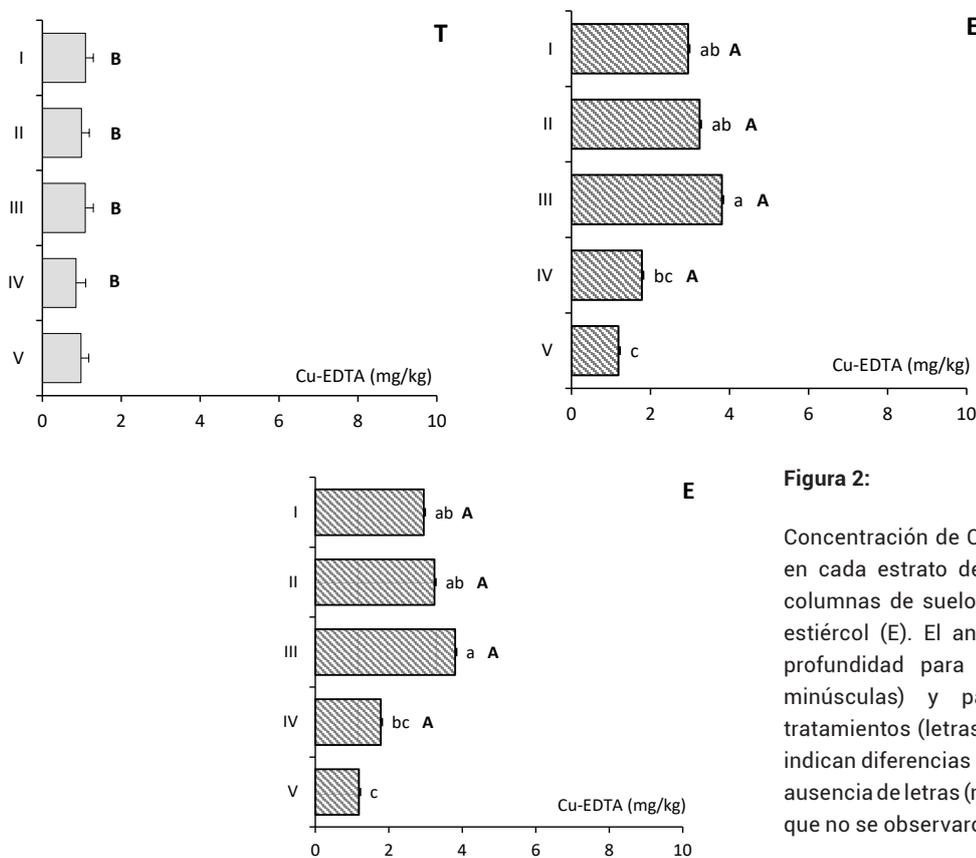


Figura 2:

Concentración de Cu extraído con EDTA (Cu-EDTA) en cada estrato de suelo correspondientes a las columnas de suelo testigo (T) y enmendados con estiércol (E). El análisis estadístico se realizó en profundidad para el mismo tratamiento (letras minúsculas) y para cada profundidad entre tratamientos (letras mayúsculas). Letras diferentes indican diferencias significativas (Tukey, p<0,05). La ausencia de letras (minúsculas o mayúsculas) indica que no se observaron diferencias significativas.

## Suelo testigo

En el suelo testigo no se observaron diferencias significativas en Cu-EDTA en profundidad, que pone de manifiesto la escasa movilidad del elemento en el suelo prístino.

## Suelo enmendado con estiércol

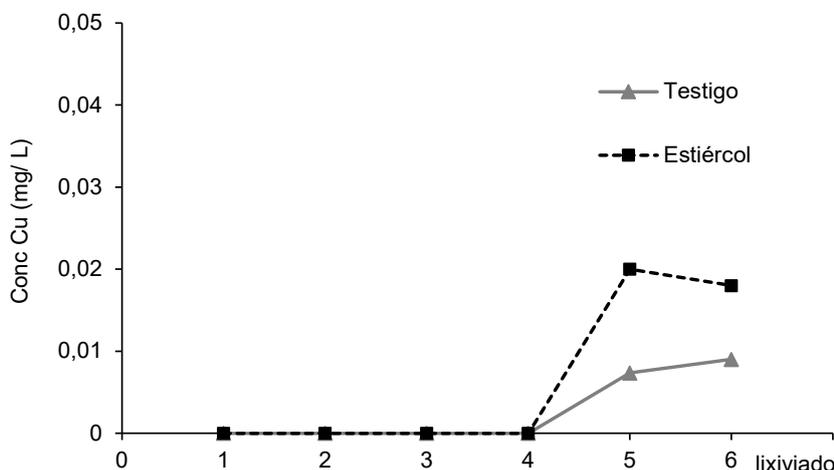
La concentración de Cu en el estiércol fue de  $22,2 \text{ mg kg}^{-1}$ . Dada la tendencia que presenta este elemento a adsorberse a la materia orgánica estable, se esperaba que la concentración de Cu-EDTA fuera significativamente superior en E con respecto al suelo testigo solamente en el estrato superficial (I). Sin embargo, se observó que en los estratos I, II, III y IV la concentración de Cu-EDTA fue significativamente superior en E (Tukey,  $p < 0.05$ ) comparado con T. Estos resultados indican una movilización de Cu en profundidad desde el estrato superior de las columnas de suelo enmendadas con estiércol, con la mayor concentración de Cu-EDTA en el estrato III (**Figura 2**).

Dada la facilidad del Cu para formar complejos muy estables con la materia orgánica, habitualmente se lo considera un elemento de escasa movilidad vertical en los suelos (Aharonov-Nadborny *et al.*, 2018). Sin embargo, en suelos enmendados con residuos orgánicos, numerosos autores atribuyeron la movilidad vertical de Cu a la presencia de compuestos de carbono soluble provenientes de los procesos de mineralización de la materia orgánica incorporada (Ashworth y Alloway 2004; Cappuyns y Swennen 2008). En este ensayo se observó que el tratamiento con estiércol fue el que presentó la mayor concentración de carbono orgánico soluble en todos los estratos. Esto pudo haber favorecido procesos de quelación con la materia orgánica soluble, y como consecuencia, pudo haberse incrementado la solubilidad de Cu, favoreciendo su movilidad vertical. El incremento en la disponibilidad de Cu como resultado de la incorporación de estiércol a los suelos fue reportado también por otros autores (Akpa y Agbenin 2012; Indraratne *et al.*, 2021; Suszek Gonçalves *et al.*, 2020).

La concentración de Cu-EDTA en los estratos II, III, IV y V se relacionó positivamente con el contenido de COD ( $R^2 = 0.43$ ,  $P < 0.0204$ ,  $n=12$ ) en el tratamiento E, explicando el 43% de la movilización de Cu:  $[\text{Cu-EDTA}] = -2,70 + 0.015 \text{ COD}$ . De esta manera, el COD fue un importante contribuyente para la elevada movilidad de Cu observada.

## Lixiviados

En la **Figura 3** se presenta la concentración de Cu en los lixiviados obtenidos de las columnas de suelo según los distintos tratamientos. Dado que existió una generalizada variabilidad en la concentración de Cu en los lixiviados, no se observaron diferencias significativas (Tukey,  $p < 0,05$ ).



**Figura 3:**

Concentración total de Cu en los lixiviados obtenidos de las columnas de suelo según los distintos tratamientos

La concentración de Cu se encontró por debajo del límite de cuantificación en los primeros lixiviados (1 a 4), con concentraciones menores a 0.06 mg Cu·L

<sup>-1</sup>. Estos resultados difieren de los reportados por Gove *et al.* (2001), quienes observaron que las pérdidas por lixiviación en columnas de suelo enmendadas con estiércol fueron mayores en los primeros extractos.

Las concentraciones máximas de Cu presentes en los lixiviados 5 y 6 fueron inferiores a los límites establecidos por la guía de calidad del agua potable de la Organización Mundial de la Salud (3000 µg Cu ·L<sup>-1</sup> y 1000 µg Zn ·L<sup>-1</sup>), de la Unión Europea (5000 µg Cu ·L<sup>-1</sup> y 3000 µg Zn ·L<sup>-1</sup>) y del Código Alimentario Argentino (1000 µg Cu ·L<sup>-1</sup> y 5000 µg Zn ·L<sup>-1</sup>) para agua potable de suministro público y agua potable de uso domiciliario.

Para determinar la peligrosidad del proceso de lixiviación, se compararon los resultados de concentración de Cu en los lixiviados teniendo en cuenta los límites establecidos en el Decreto Reglamentario 831/93 de la Ley 24051 sobre régimen de desechos peligrosos (Decreto Reglamentario 831/93, 1993). La concentración de Cu en los lixiviados se encontró por debajo de los Niveles Guía de Calidad de agua para riego (200 µg Cu ·L<sup>-1</sup>) y Agua de bebida animal (1000 µg Cu ·L<sup>-1</sup>) utilizada en el ámbito rural.

## Conclusiones

La aplicación de estiércol incrementó significativamente la disponibilidad de Cu en todos los estratos con respecto al suelo testigo. Estos resultados indican la existencia de una movilización vertical de Cu relacionado con la presencia de materia orgánica soluble.

La concentración de carbono orgánico disuelto estuvo relacionada con la mineralización de materia orgánica, siendo significativamente más elevada en el estrato superior en las columnas de suelo enmendadas con estiércol con respecto al testigo.

Si bien el Cu es considerado poco móvil en el perfil del suelo, en las condiciones del ensayo pudo formar complejos orgánicos solubles y moverse a través del perfil por procesos de lixiviación con posible impacto negativo sobre el acuífero freático. Es esperable que, en un ensayo a campo, la movilidad vertical de Cu sea menor debido a las menores precipitaciones y a la presencia de especies vegetales.

Este trabajo destaca la importancia de evaluar el comportamiento de los elementos traza que se incorporan al ambiente producto de las actividades agropecuarias y/o de diferentes prácticas agrícolas, a fin de minimizar el riesgo de contaminación de los cuerpos de agua superficial o subterránea.

## Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad de Buenos Aires y al CONICET por el financiamiento otorgado para la realización del presente trabajo.

## Bibliografía

- Aharonov-Nadborny, R., Tsechansky, L., Raviv, M., Graber, E.R. 2018. Mechanisms governing the leaching of soil metals as a result of disposal of olive mill wastewater on agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 630, pp. 1115-1123
- Akpa, S.I., Agbenin, J.O. 2012. Impact of cow dung manure on the solubility of copper, lead, and zinc in urban garden soils from northern Nigeria. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43(21), pp. 2789-2800.
- Amato, M. 1983. Determination of <sup>12</sup>C and <sup>14</sup>C in plant and soil. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 611-612.
- Buluggiu, E., Vera, A., Tomlinson, A. A. G. 1972. Covalent Bonding in Copper (II) Complexes Having N and S Atoms in a trans Arrangement. *The Journal of Chemical Physics*, 56(11), 5602-5606. doi:10.1063/1.1677079
- Kivelson, D., Neiman, R. 1961. ESR Studies on the Bonding in Copper Complexes. *The Journal of Chemical Physics*, 35(1), 149-155. doi:10.1063/1.1731880
- Ashworth, D.J. y Alloway, B.J. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*. 127: 137-144
- Balland-Bolou-Bi, C., Bolou-Bi, E.B., Alphonse, V., Giusti-Miller S.; Jusselme M.D., Livet A., Grimaldi, M., Bousserhine, N. 2019. Impact of microbial activity on the mobility of metallic elements (Fe, Al and Hg) in tropical soils. *Geoderma*, 334, pp. 146-154. doi: 10.1016/j.geoderma.2018.07.044.
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Kunhikrishnan, A., James, T., McDowell, R., Senesi, N. 2011. Dissolved Organic Matter. *Advances in Agronomy*, 1-75. doi: 10.1016/b978-0-12-385531-2.00001-3.
- Bolan, N., Adriano, D., Mani, S., Khan, A. 2003 b. Adsorption, complexation, and phytoavailability of copper as influenced by organic manure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(2), 450-456. doi:10.1002/etc.5620220228
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M.B., Scheckel, K., 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266: 141-66
- Bolan, N.S., Khan, M.A., Donaldson, J., Adriano, D.C., Matthew, C., 2003 a. Distribution y bioavailability of copper in farm effluent. *Science of the Total Environment* 309, 225-236.
- Buffle J, Perret D, Newman M. 1992. The use of filtration and ultrafiltration for size fractionation of aquatic particles, colloids and macromolecules. In: Buffle J, van Leeuwen HP (eds) *Environmental particles*, Vol 1. Lewis, Chelsea, MI, p 171-230
- Cambier, P., Michaud, A., Paradelo, R., Germain M, Mercier V, Guérin-Lebourg A, Revallier, A., Houot, S. 2019. Trace metal availability in soil horizons amended with various urban waste composts during 17 years – Monitoring and modelling. *Science of the Total Environment*, 651, pp. 2961-2974
- Cappuyens, V., Swennen, R. 2008. The use of leaching tests to study the potential mobilization of heavy metals from soils and sediments: A comparison. *Water, Air, and Soil Pollution*. 191: 95-111
- Collins, M. 2017. *Organic waste: Management strategies, environmental impact and emerging regulations*. Nova Science Publishers, Inc. 212 p. ISBN: 978-153610936-8; 978-153610920-7
- de Gregori, I. D., Fuentes, E., Olivares, D., Pinochet, H. 2004. Extractable copper, arsenic and antimony by EDTA solution from agricultural Chilean soils and its transfer to alfalfa plants (*Medicago sativa* L.). *Journal of Environmental Monitoring*, 6(1), 38. doi:10.1039/b304840c
- Díaz, S.L., Paoloni, J.D., Nicolli, H.B., Amiotti, N., Sequeira, M. 2014. Arsenic and associated trace elements in the solid phase and their interrelationships with the aqueous phase in loessic aquifers of the Southern Pampa, Argentina. *One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014): As 2014 - Proceedings of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment* pp. 85-86
- Filep T, Rekasi M. 2011. Factors controlling dissolved organic carbon (DOC), dissolved nitrogen (DON) and DOC/DON ratio in arable soils based on dataset from Hungary. *Geoderma* 162:312-318
- Gove, L., Cooke, C.M., Nicholson, F.A., Beck, A.J. 2001. Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bioresource Technology* 78(2), pp. 171-179.

- Hao, X.-Z., Zhou, D.-M., Chen, H.-M., Dong, Y.-H. 2008. Leaching of copper and zinc in a garden soil receiving poultry and livestock manures from intensive farming. *Pedosphere*, 18(1), pp. 69-76
- He, Z. L. Zhang M. K., Calvert D. V. Stoffella P. J Yang, X. E. y Yu S. 2005. Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. *Journal of the Soil Science Society of America*, 68:1662-1669
- Indraratne, S.P., Spengler, M., Hao, X. 2021. Cattle manure loadings and legacy effects on copper and zinc availability under rainfed and irrigated conditions. *Canadian Journal of Soil Science*, 101(2), pp. 305-316
- Kaczala, F., Blum, S.E. 2016. The occurrence of veterinary pharmaceuticals in the environment: A review. *Analytical Chemistry* 12 (3), pp. 169-182.
- Karathanasis, A., Johnson, C., Matocha, C 2007. Subsurface transport of heavy metals mediated by biosolid colloids in waste-amended soils. *Colloidal Transport in Porous Media*, pp. 175-201. Springer, Berlin, Heidelberg, Print ISBN 978-3-540-71338-8, doi: 10.1007/978-3-540-71339-5\_7
- Kuehl R. O. 1994. Diagnosing agreement between the data and the model. CPAHster. *Statistical Principles of Research Design and Analysis*. Duxbury Press. California, USA, 666 pp.
- Lentz, R.D., Lehrsch, G.A. 2014. Manure and fertilizer effects on carbon balance and organic and inorganic carbon losses for an irrigated corn field. *Soil Science Society of America Journal*, 78(3), pp. 987-1002. doi:10.2136/sssaj2013.07.0261
- Mancinelli, E., Baltrėnaitė, E., Baltrėnas, P., Marčiulaitienė, E., Passerini, G. 2017. Dissolved organic carbon content and leachability of biomass waste biochar for trace metal (Cd, Cu and Pb) speciation modelling, *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 25(4), pp. 354-366. doi: 10.3846/16486897.2017.1339047
- Mantovi, P., Bonazzi, G., Maestri, E., Marmiroli, N., 2003. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. *Plant and Soil* 250, 249–257.
- Mazzarino M.J., L. Szott, Jiménez M. 1993. Dynamics of soil total C and N, microbial biomass, and water-soluble C in tropical agroecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 25: 205-214. doi: 10.1016/0038-0717(93)90028-A
- Mizuno I, Arrigo NM, Svartz H. 1978. Método rápido de determinación de humedad equivalente. VIII Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo. 59-63.
- Okkenhaug, G., Smebye, A.B., Pabst, T., Einar C., Hilmar A., Sævarsson, H., Breedveld, G.D. 2017. Shooting range contamination: mobility and transport of lead (Pb), copper (Cu) and antimony (Sb) in contaminated peatland, *Journal of Soils and Sediments* pp. 1-14. doi:10.1007/s11368-017-1739-8
- Oyewumi, O., Schreiber, M.E. 2017. Using column experiments to examine transport of As and other trace elements released from poultry litter: Implications for trace element mobility in agricultural watersheds. *Environmental Pollution*, 227, pp. 223-23
- Page A.L. 1982. Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. 2<sup>o</sup> ed. (Part 2), in the series *Agronomy*. American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159 pp.
- Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. 2004. Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Bell Ville, Pcia. de Córdoba). *Revista Investigación Veterinaria (INVET)*, 6:1, 51-59.
- Pinochet D, Aguirre J y Quiroz E. 2001. Estudio de la lixiviación de Cadmio, Mercurio y Plomo en suelos derivados de cenizas volcánicas, *Agro Sur* 30: 51-58.
- Quevauviller, P.-H., Lachica, M., Barahona, E., Gomez, A., Rauret, G., Ure, A., Muntau, H. 1998. Certified reference material for the quality control of EDTA- and DTPA-extractable trace element contents in calcareous soil (CRM 600). *Fresenius Journal Analytical Chemistry*, 360, 505–511.
- Richter M y Svartz H, 1984. Análisis granulométrico en escala reducida. *Ciencia del Suelo* 2:1-8
- Selim, H.M., Zhang, H. 2013. Modeling approaches of competitive sorption and transport of trace metals and metalloids in soils: A review. *Journal of Environmental Quality*, 42(3), pp. 640-653
- Shuman L.M. 1985. Fractionation method for soil microelements, *Soil Sci.* 140 11–22.

- Silveira ML. 2005. Dissolved organic carbon and bioavailability of N and P as indicators of soil quality. *Scientia Agrícola* (Piracicaba, Braz) 62(5):502-508
- Sistani, K.R., and J.M. Novak. 2006. Trace metal accumulation, movement, and remediation in soils receiving animal manure. p. 689–706. In M.N.V. Prasad *et al.* (ed.) *Trace elements in the environment. Biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation*. Taylor & Francis, New York.
- Suszek Gonçalves, M., Santos Da Silva Junior, L.C., Bettin, J.P., Kummer, L..2020. Sorption and leaching of metals in the soil due to application of dissolved organic matter. [Adsorción y lixiviación de metales en el suelo debido a la aplicación de materia orgánica disuelta]. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 36(3), pp. 703-710
- Torri S.I., Lavado R. 2002. Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo*. 20 (2): 98-109. ISSN 0326-3169.
- Torri S, Alvarez R, Lavado R. 2003. Mineralization of Carbon from Sewage sludge in three soils of the Argentine pampas. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 34: 2035-2043.
- Torri, S.I., Corrêa, R.S. Renella, G., Vadecantos, A., Perelomov, L. 2014. Biosolids Soil Application: Agronomic and Environmental Implications 2013, *Applied and Environmental Soil Science*, Article ID 314730, 3 pages. doi:10.1155/2014/314730. ISSN: 1687-7667
- Torri S, Lavado R. 2008 a. Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge. *Waste Management*, 28: 821-832.
- Torri, S.I. 2020. Factores edáficos que afectan la disponibilidad de micronutrientes. En: *Nutrición vegetal con micronutrientes. Dinámica de los micronutrientes en los suelos, fuente de micronutrientes y tecnologías de fertilización*. Editor: S.I. Torri, Editorial Académica Española, ISBN: 978-620-0-42870-7, 217 p.
- Torri, S.I.; Corrêa R.S. 2012. Downward movement of potentially toxic elements in biosolids amended soils, Special issue: Biosolids Soil Application: Agronomic and Environmental Implications, *Applied and Environmental Soil Science* (ISSN: 1687-7667), Volume 2012, Article ID 145724, 7 pages, doi:10.1155/2012/145724.
- Toundou, O., Pallier, V., Feuillade-Cathalifaud, G., & Tozo, K. (2021). Impact of agronomic and organic characteristics of waste composts from Togo on *Zea mays* L. nutrients contents under water stress. *Journal of Environmental Management*, 285, 112158. doi:10.1016/j.jenvman.2021.112158
- Upton, M. 1997. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden? WAR/RMZ. N° 88. FAO. Roma, Italia.
- Van Hees, P.A.W., Jones, D.L., Jentschke, G., Godbold, D.L. 2005. Organic acid concentrations in soil solution: Effects of young coniferous trees and ectomycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(4), pp. 771–776. doi: 10.1007/s00027-004-0005-5
- Wang J.J., Gaston L A. 2014. Nutrient chemistry of manure and manure-impacted soils as influenced by application of bauxite residue, En He Z. and Zhang H. (eds.), *Applied Manure and Nutrient Chemistry for Sustainable Agriculture and Environment*, DOI 10.1007/978-94-017-8807-6\_12
- Wang, H., Dong, Y.H., Yang, Y.Y., Toor, G.S., Zhang, X.M., 2013. Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. *Journal of Environmental Science - China* 25, 2435–2442.
- Welikala, D., Hucker, C., Hartland, A., Robinson, B. H., Lehto, N. J. 2018. Trace metal mobilization by organic soil amendments: insights gained from analyses of solid and solution phase complexation of cadmium, nickel and zinc. *Chemosphere*, 199, 684–693.
- Wiatrowska, K., Komisarek, J. 2019. Role of the light fraction of soil organic matter in trace elements binding. *PLoS ONE*, 14(5), e0217077. doi: 10.1371/journal.pone.0217077
- Yan, J., Manelski, R., Vasilas, B., Jin, Y. 2018. Mobile colloidal organic carbon: an underestimated carbon pool in global carbon cycles? *Frontiers in Environmental Science*, 6.
- Zar J. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Fourth edition pp 65 – 89.



# Nutrientes y Atrazina en Agua Superficial y Subterránea en un Agroecosistema-Córdoba

LUTRI, V. <sup>1,2</sup>; BLARASIN, M. <sup>2</sup>; MATTEODA, E. <sup>2</sup>; GIACOBONE, D. <sup>1,2</sup>; PASCUINI, M. <sup>1,2</sup>; PRAMPARO, S. <sup>1,2</sup>; BÉCHER-QUINODÓZ, F. <sup>1,2</sup> Y CABRERA, A. <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-CONICET. Argentina

<sup>2</sup> Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC). Provincia de Córdoba, Argentina  
Vlutri@exa.unrc.edu.ar

## Resumen

Se analizó el impacto procedente del sistema agrícola actual (cultivos de soja, maíz) en el agua superficial y subterránea. El área de estudio (350.000 ha) se ubica al Este de las sierras de Las Peñas. Se tomaron 39 muestras del acuífero libre y 9 de agua superficial (arroyos, canales, lagunas). Se analizaron  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , DQO (demanda química de oxígeno y atrazina (ATZ)).  $\text{PO}_4^{3-}$  y DQO presentan las mayores concentraciones en agua superficial (especialmente en lagunas y canales). Los ecosistemas lóticos poseen mayor velocidad de flujo y dilución por dispersión, presentando bajos valores de nutrientes. En el acuífero libre, el mayor impacto es en zonas de mayor vulnerabilidad intrínseca (con zona no saturada de escaso espesor y/o alta conductividad hidráulica) y áreas donde el acuífero muestra procesos reducidos de dilución por dispersión hidrodinámica de contaminantes (bajo gradiente hidráulico (0,16%), baja conductividad hidráulica ( $k=1,5$ ) y baja velocidad de flujo (0,02 m/día).

La contaminación por  $\text{NO}_3^-$  es mixta, asumiendo como fuente generalizada a los fertilizantes; dada la baja regresión ( $R^2=0,12$ ) entre  $\text{NO}_3^-$  y DQO, la dependencia de nitratos desde la materia orgánica, fundamentalmente ganadera, estaría subordinada. En el acuífero libre fueron los valores de  $\text{NO}_3^-$  (2,0-400,0 mg/L) y  $\text{NH}_4^+$  (0,01-0,07 mg/L) fueron mayores. ATZ se encuentra en el 66% de las muestras superficiales (0,05-0,67  $\mu\text{g/L}$ ) y en 14,7 % de muestras subterráneas (0,14 a 1,26  $\mu\text{g/L}$ ). Las aguas superficiales exhiben mayor impacto, por exposición y transporte directo desde los campos pulverizados, especialmente en ecosistemas lóticos, por escasa dilución y por concentración por evaporación.

## Palabras clave

Agua superficial, acuífero libre, atrazina, nutrientes, contaminación, Córdoba.

## Introducción

El agua subterránea del Sur de la provincia de Córdoba se encuentra mayormente alojada en acuíferos sedimentarios, libres y confinados. Además de ser un insumo vital de todas las actividades (ganadería, agricultura, industria, etc.), es también sumidero de numerosos efluentes.

El nitrógeno (N) es un nutriente de gran importancia debido a su presencia en las principales biomoléculas como las proteínas de la materia vegetal y animal y junto al potasio y el fósforo, es uno de los elementos claves en la nutrición vegetal, por lo que representa el nutriente más aplicado a los cultivos agrícolas. En Argentina, el consumo de fertilizantes se incrementó en los últimos 20 años más de 10 veces, de 300 mil toneladas en 1990 hasta 3.7 millones en el año 2011 (Fertilizar AC-CIAFA, 2017). La presencia de nitratos en aguas subterráneas es el resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas (Pacheco *et al.* 2003). Los procesos naturales incluyen precipitación, descomposición de la materia orgánica natural y meteorización de minerales con nitrógeno en su composición química ya que parte del N se encuentra en la atmósfera, en diferentes formas, en la biósfera y pedósfera y, además, hay 83 minerales reconocidos con N en su composición. De éstos últimos, algunos son extremadamente raros, estando la mayoría vinculados a depósitos salinos, orgánicos tipo guanos y fumarolas y se encuentran muy localizados en el mundo. En ambientes silicoclásticos como el que se estudia, no es posible encontrar estos minerales.

Los nitratos provenientes de las actividades humanas proceden de efluentes de lagunas y tanques sépticos, materia fecal animal, fertilización excesiva con nitrógeno, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos. Mientras que la contaminación por fuentes puntuales se origina de diversos medios tales como efluentes de tanques sépticos y depósitos de excretas, la contaminación difusa se distribuye en amplias áreas como campos donde se aplican los fertilizantes nitrogenados (Hurlburt 1988, Canter, 1997). Debido a su naturaleza soluble, los nitratos tienden a viajar grandes distancias, si el ambiente es oxidante, específicamente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Freeze y Cherry 1979), sufriendo procesos de dilución por dispersión hidrodinámica. Por otro lado, puede sufrir otros procesos reactivos intermediados biológicamente dependiendo del estado redox del acuífero a lo largo del flujo (Blarasin *et al.*, 2020). En el año 2016, se utilizaron en Argentina 3.768.693 de toneladas de fertilizantes, donde el 52,7% corresponden a fertilizantes nitrogenados y 38 % a fosfatados (Fertilizar AC-CIAFA, 2017). De la totalidad, el 34% es UREA (Nitrógeno), el 20% es MAP (Fosfato monoamónico), y el restante se divide en UAN (Nitrógeno uréico, amoniacal y nítrico), SPS (Superfosfato simple), DAP (Fosfato diamónico) y mezclas NPK.

En cuanto al fósforo (P), este es removido del suelo principalmente por los cultivos (en las cosechas) debido a que se concentra principalmente en semillas y frutos y debe ser repuesto si aparece una deficiencia del mismo. Por estas razones, se aplican fertilizantes fosfatados y desechos animales para elevar los niveles de P del suelo y mantener el rendimiento de los cultivos (Haygarth y Sharpley 2000). En Córdoba el uso de fertilizantes fosfatados es habitual en numerosos sectores (Giuliano Albo y Blarasin 2012; Blarasin *et al.* 2015), en el área de estudio se relevó información de usos de Fosfato de amonio – diamónico y triple de amonio. El P y los demás nutrientes mencionados, aunque en diferente grado, cuando llegan a ríos, lagos y acuíferos, generan contaminación y si los valores son muy elevados, eutrofización de los cuerpos de agua.

En cuanto a herbicidas, atrazina el segundo más empleado a nivel mundial y ha sido detectado en cuerpos de agua superficial y subterránea en España (Sánchez Camazano *et al.* 2005), Portugal (Silva *et al.*, 2012), Estados Unidos (DeSimone *et al.* 2014) y Argentina (Bécher Quinodóz *et al.* 2013; Lutri *et al.* 2018; García *et al.* 2019; Bachetti *et al.* 2021; Lutri *et al.* 2022). Debido a que este herbicida se asocia con una relativamente elevada toxicidad crónica y potencial de acumularse como sustancia recalcitrante en agua superficial y subterránea, su uso está restringido actualmente en los Estados Unidos de América y ha sido prohibido en varios países de la Comunidad Europea (González-Márquez *et al.* 2013). A pesar de las restricciones a nivel mundial, en Argentina se aplica en forma extensiva en el cultivo de maíz y sorgo para el control de malezas, principalmente latifoliadas y de algunas gramíneas (Costa *et al.* 2011). En la provincia de Córdoba se aplica en dosis de aproximadamente 2 kg/ha o 2,5-3 L/ha en presiembra en los meses de primavera/verano (septiembre a marzo). Es aplicada también en la época de invierno en barbecho químico. Atrazina presenta baja volatilidad, dado que los valores de presión de vapor y la constante de la Ley de Henry son bajos, tiene baja solubilidad

y mediana capacidad de adsorción a las micelas del suelo, lo que indicaría un bajo potencial de lixiviación. Sin embargo, este herbicida posee una alta vida media (elevada persistencia) en el suelo por lo cual el potencial de lixiviación de este compuesto es considerado alto (Graymore *et al.* 2001, Nödler *et al.* 2013), principalmente en suelos de textura arenosa. También el contenido de carbono orgánico (CO) constituye un factor importante en el control el transporte de atrazina (Bedmar *et al.* 2004). Otras características importantes son la conductividad hidráulica y la capacidad de retención de agua en el suelo, que influyen en la tasa de lixiviación de atrazina vía transporte advectivo-dispersivo, aumentando cuando estos factores son mayores (Müller *et al.* 2012).

Márquez–Pacheco 2009 han detectado valores de tiempo de vida media ( $t_{1/2}$ ) de atrazina de meses e incluso años en suelos de México. En Estados Unidos se obtuvieron valores de vida media de atrazina de 13, 58 y 261 días, donde las diferencias fueron atribuidas a la variación de temperatura entre los estudios, dado que atrazina mostró ser más persistente en clima frío, por la menor actividad microbiana (USEPA, 2006). En Argentina, los valores reportados por Delmonte *et al.* (1997) determinaron que la persistencia en un suelo de Balcarce y San Cayetano fue de 143 y 221 días respectivamente. En suelos de Córdoba, los  $t_{1/2}$  fueron de 21 a 154 días (Hang y Nassetta, 2003). Con respecto al  $K_d$ , para la provincia de Córdoba, Becerra *et al.* (2012) hallan valores del coeficiente de adsorción  $K_d$  de atrazina con un rango entre 0 y 4,4 L/kg y en la zona de estudio, de 1 a 1,5 L/kg por Lutri *et al.* (2022).

El objetivo del presente trabajo es analizar la degradación de la calidad de los sistemas de agua superficial y subterránea por la posible llegada del herbicida atrazina y de nutrientes derivados de actividades en el sistema agrícola actual.

## Área de Estudio

El área se ubica en la provincia de Córdoba, al sur del río Ctalamochita (río Tercero), abarcando la vertiente oriental del basamento de la sierra de Las Peñas (Sección austral de las Sierra Chicas de Córdoba) entre las localidades de Almafuerte y Las Peñas Sur, al Oeste, Villa Nueva y Ausonia al Este, en un área de aproximadamente 350.000 ha (Figura 1). Abarca partes de los departamentos Tercero arriba, Gral. San Martín y Río Cuarto. El clima es subhúmedo seco con un balance hídrico edáfico promedio deficitario, con una precipitación media anual de 795,45 mm y una evapotranspiración potencial media anual de 820 mm y la ETR de 761 mm. La distribución de las precipitaciones exhibe una concentración de lluvias (79 %) en los meses de noviembre a marzo. El balance hídrico seriado con paso temporal mensual en cada año de la serie de precipitaciones analizada muestras excesos en años húmedos que se alojan en verano (40 %) y otoño y primavera (30 % ambos), mientras que los déficits predominan en invierno.

## Materiales y Métodos

Se recopilaron, analizaron e interpretaron antecedentes climáticos, hidrológicos, litológicos, estratigráficos, geomorfológicos y cartográficos. La investigación se llevó a cabo sobre la base de Hojas topográficas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a escala 1:50.000 y de imágenes satelitales (Google Earth, LANDSAT ETM+). El estudio geomorfológico se realizó a través de la descripción e interpretación del relieve, perfiles litológicos aflorantes y procedentes de perforaciones.

Para el análisis hidrogeológico se estableció en gabinete una red preliminar para el inventario de pozos, con una densidad adecuada a la zona y a la escala de trabajo seleccionada. Si bien la zona fue estudiada a diferentes escalas, los mapas finales son expresados a escala 1:400.000. Para la caracterización hidroquímica completa del acuífero libre, de toda el área, se extrajeron muestras de 59 perforaciones en la campaña 2016/2017, que captan de los primeros 15-20 metros del acuífero y, para realizar el análisis de procesos de contaminación adjudicables a una época determinada, se seleccionaron 39 muestras correspondientes al periodo de muestreo Septiembre–Noviembre 2016, coincidente con la estación de primavera e inicio del periodo húmedo.

En la toma de muestras de agua subterránea, en cada perforación, se garantizó la renovación del agua de la captación dejando fluir un mínimo de 3 volúmenes de pozo (Vázquez-Suñé, 2009), controlando además la temperatura del agua hasta su estabilización. Se midieron in situ pH, temperatura, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), con sonda multiparamétrica Hanna (HI 98127). Se recolectaron también muestras de aguas superficiales, de arroyos y lagunas, para comparar con el acuífero libre. Los análisis físico-químicos de las muestras, siguiendo Standard Methods (APHA-AWWA-WEF2005), fueron realizados en el Laboratorio de Geoquímica del Departamento de Geología (UNRC). Se corroboraron los datos obtenidos en el campo respecto a CE y pH (con electrodo Orion), y se midieron: carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ ), mediante titulación potenciométrica con electrodo selectivo Orion - Thermo; sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) por turbidimetría (con centrífuga Macrotronic); cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) mediante titulación volumétrica con nitrato de plata, calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) por titulación volumétrica con EDTA; sodio ( $\text{Na}^+$ ) y potasio ( $\text{K}^+$ ) por fotometría de llama (fotómetro digital Metrolab 315), fluoruro ( $\text{F}^-$ ) con electrodo de ion selectivo (Orion - Thermo) y Arsénico (As) con test semicuantitativo Merck.  $\text{NO}_3^-$  con electrodo selectivo Orion - Thermo, nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) con test CHEMets (K-7004/R-7002, rango de medición de  $0,2$ - $2$  ppm de  $\text{NO}_2^-$ -N), para amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) se utilizaron 2 test que cubren diferentes rangos: el Test Visocolor ECO (REF: 931-010, rango de medición de  $0,5$ - $15$  mg/L  $\text{NH}_4^+$ ) y el Test Visocolor HE (REF: 920-006, rango de medición de  $0,02$ - $0,50$  mg/L  $\text{NH}_4^+$ ). Fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) con Test Visocolor ECO (REF: 931-084, rango de medición  $0,2$ - $5$  mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$ -P) leídos con fotómetro Compacto PF-12 (marca Macherey-Nagel GmbH & Co. KG). Demanda química de oxígeno (DQO: K-7355 de  $0$ - $150$  ppm) con fotómetro Chemetrics A-7320. Los análisis físico-químicos de las muestras presentan un error de balance iónico inferior al 10%.

Atrazina se midió en el Laboratorio de la Universidad Nacional de Villa María mediante test de Inmunoensayo Enzimático (ELISA) competitivo según las especificaciones del fabricante. Se empleó para tal fin el kit comercial Abraxis Atrazine ELISA (EPA 2004) de utilidad para monitoreos regionales como el presente. La intensidad del color fue determinada mediante la lectura de la densidad óptica a  $450$  nm utilizando un lector de placa Labsystems Multiskan MS. Las concentraciones se expresaron como  $\mu\text{g/L}$ . El límite de detección de atrazina establecido por el fabricante del kit es de  $0,04$   $\mu\text{g/L}$ .

Finalmente, se efectuó el análisis de la información hidrogeoquímica obtenida durante las etapas de campo y laboratorio. Las muestras fueron clasificadas geoquímicamente en función de los iones dominantes (Custodio, 1993). La información resultante de los antecedentes hidrogeológicos y los obtenidos en la caracterización hidrogeoquímica, permitió elaborar el modelo hidrogeológico conceptual. Para validar dicho modelo se aplicó la técnica multivariada de análisis de conglomerados (en Modo Q) mediante el programa computacional SSPS (IBM Corp. 2012).

## Resultados y Discusión

### Hidrología superficial

Desde el punto de vista hidrológico, la zona presenta escurrimientos permanentes, temporarios y efímeros. El sentido de escurrimiento sigue el sentido general de la pendiente, Oeste – Este (sector pedemontano) y NW -SE (sector oriental). De los sistemas mayores, destacan el arroyo Las Peñas que nace en las sierras homónimas, escurre en sentido O-E y tiene carácter estacional en la zona pedemontana, en cuenca baja adopta un régimen permanente y se encuentra en general canalizado, desembocando en el arroyo Tegua y el arroyo Cabral, que tiene sus nacientes en la llanura, al Sur de la localidad de Pampayasta. Está instalado en un antiguo paleocauce, tiene un tramo inicial temporario y es de carácter permanente en cuenca media y baja por afloramiento de agua subterránea. En la zona oriental del área de estudio predominan Sistemas Hidrológicos No Típicos (SHNT) (Fertonani y Prendes 1983), no presentan un escurrimiento superficial organizado y jerarquizado y no hay salidas puntuales únicas del escurrimiento. Los caudales de los cuerpos de agua canalizados son muy bajas, del orden de  $0,006$  m<sup>3</sup>/seg, el drenaje se desorganiza (dependiendo de las intensidades de lluvia) y el agua se estanca en algunas de las depresiones más importantes, evaporándose lentamente. Se generan anegamientos, bañados y lagunas poco profundas, provocando la imposibilidad de circulación por el corte de caminos rurales anegados e inundados.

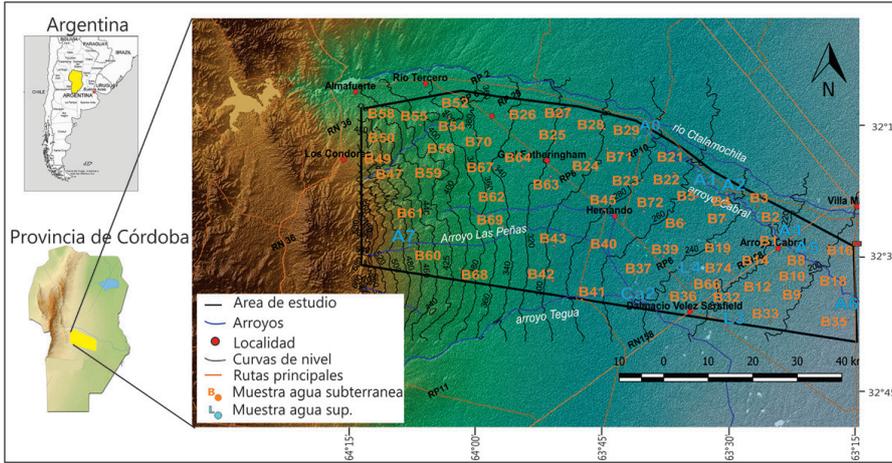


Figura 1: Ubicación del área de estudio y de las muestras de agua subterránea y superficial

## Hidrolitología e hidrodinámica

En el sector Oeste del área, el acuífero libre se desarrolla en el basamento fracturado de la sierra de Las Peñas (constituido por gneises, migmatitas y granitoides, de edad Precámbrica, Paleozoico inferior) y en los valles interserranos asociados. La llanura oriental adyacente a estas sierras aloja el acuífero libre y diferentes acuíferos confinados ubicados a distintas profundidades (lo que otorga disímiles grados de confinamiento). El área presenta un gran control estructural con una configuración del basamento rocoso en bloques controlados por fallas inversas de alto ángulo y que descienden desde las sierras hacia el Este, ubicándose a diferentes profundidades y subyaciendo al relleno sedimentario de edad neógeno-cuaternaria de la llanura (Fig. 2).

Se definieron 4 unidades hidrogeológicas de llanura (UH) (Fig. 3): Bajada de la sierra de Los Cóndores, Bajada de Las Peñas, paleoabanicos del Citalamuchita y Pampayasta y área pobremente drenada con drenaje araña. El acuífero libre sedimentario es multicapa, heterogéneo y anisotrópico, con un espesor variable promedio aproximado de 80 m, conformado por sedimentos eólicos de edad Cuaternaria (arenas muy finas limosas) con diferente grado de cementación a distintas profundidades. Una amplia zona nororiental muestra que el acuífero está formado por sedimentos predominantemente arenosos medios a gruesos y gravas relacionados al paleoabanico aluvial del río Citalamuchita. La base del acuífero libre queda constituida por basamento ígneo metamórfico en la zona pedemontana, mientras que en el resto del área corresponde a materiales acuitardos (arenas muy finas, limos, con cementación carbonática) o por arcillas y limos arcillosos. La profundidad del nivel freático es variable desde el pedemonte hacia el este, encontrándose los máximos valores en el NO (58 metros), mientras que los menores se dan cercanos a la faja fluvial del arroyo Tegua y en la parte NE de la zona estudiada, con valores de 4 a 0.5 m.

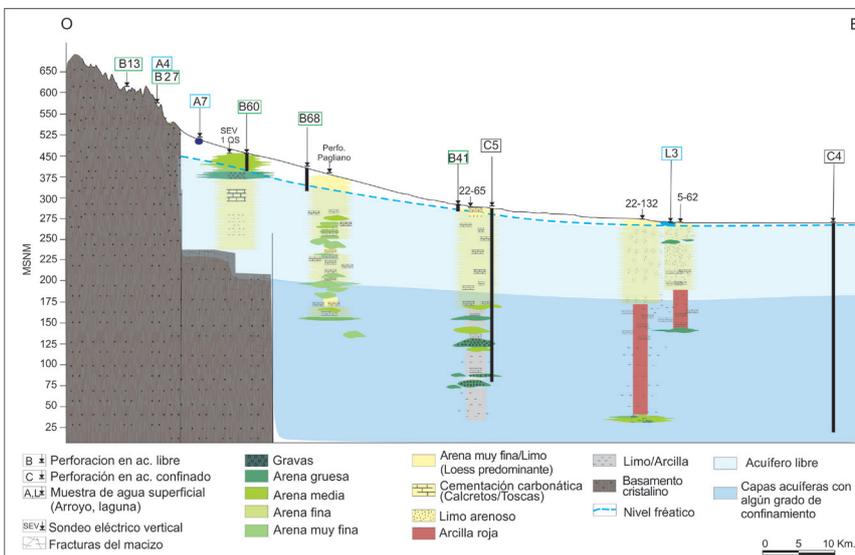
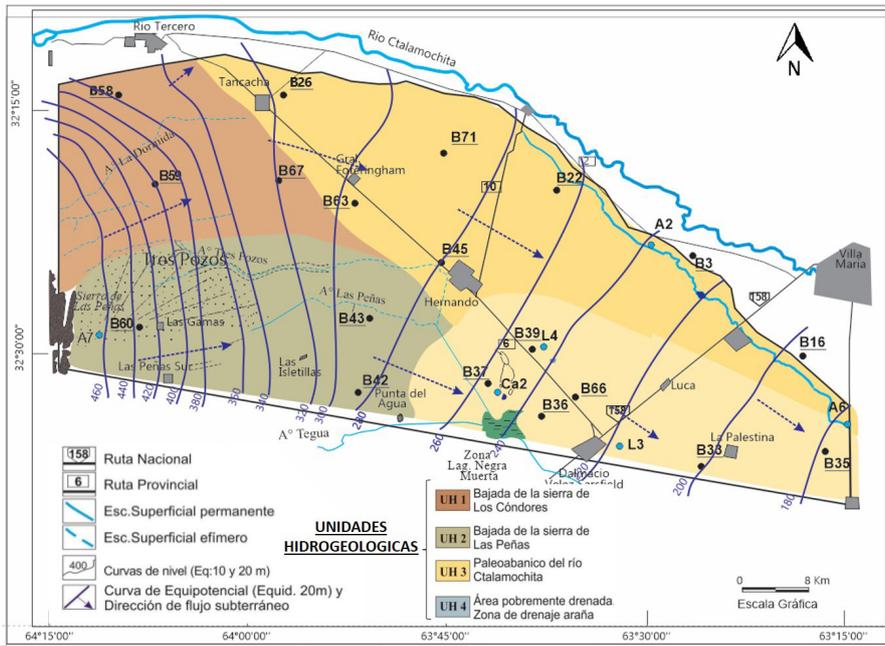


Figura 2: Perfil Hidrogeológico A-A'



**Figura 3.** Mapa de equipotenciales y Unidades Hidrogeológicas

En el mapa de equipotenciales (ver Fig. 3) se observa que el sentido de flujo del agua del acuífero libre es en sentido Oeste a Este-SE. En la zona pedemontana las líneas de flujo muestran una leve divergencia en sentido O-NE y O -E, pudiendo definirse como una zona de recarga preferencial, en este ámbito el acuífero recibe aportes de arroyos o mantos de agua que se infiltran, lo que le otorga al acuífero carácter efluente. La morfología de la superficie freática es de moderada a suavemente ondulada a plana, con gradientes hidráulicos en la zona pedemontana, de 1,5 % y 0,1 % al Este; con velocidades entre 0,32 m/d en la zona del ápice del paleobanico de Ctalamochita a 0,02 m/d en la llanura pobremente drenada. Al Este, en el arroyo Cabral, se observa una relación de influencia, donde el acuífero libre le aporta agua al arroyo definiendo su régimen permanente.

La recarga efectiva con ion cloruro da valores promedio de 1.4 % de P en UH1 (donde se encuentran los mayores espesores de zona no saturada y con materiales arenosos muy finos, limosos- loess), mientras que UH3 presenta los mayores valores, con un promedio de 18.7 % y un máximo de 49.9% en el ápice del paleobanico de Pampayasta, en UH2 y UH4 la recarga es más variable, con valores promedio entre 8.7 y 8.6 % respectivamente. Con el método de la fluctuación del nivel freático, se obtuvo un valor promedio de 7,21% de P en UH4 en perforación de monitoreo y se puede observar (Fig. 4) que los picos de recarga se dan en otoño - verano y posteriores a eventos de precipitaciones importantes.



**Figura 4:** Marcha cronológica de las precipitaciones y la recarga con el método de fluctuación del nivel freático.

## Hidroquímica de aguas superficiales y subterráneas: Análisis de nutrientes

Los arroyos poseen aguas dulces, poco evolucionadas, bicarbonatadas cálcicas a sódicas con valores de CE entre 615 - 1020  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Estos sistemas se encuentran influenciados por aguas subterráneas dulces en algunos tramos. Los canales artificiales poseen las aguas con el mayor valor de CE entre 5.080 y 3.780  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , son aguas salobres, muy duras, sulfatadas a sulfatadas cloruradas con sodio como catión dominante. Su tipo geoquímico queda definido por la mezcla con el aporte de aguas subterráneas salobres de tipo sulfatadas sódicas y por su muy baja velocidad de flujo en virtud de la muy baja pendiente del terreno en el área mal drenada en la que se encuentran, a lo que se suman procesos de evaporación. Las lagunas presentan una CE intermedia entre la de arroyos y canales y exhiben mucha variabilidad de los iones analizados. Las lagunas L3 y L4 son aguas salobres, con CE entre 2.340 a 3.160  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , duras a muy duras y de tipo geoquímico bicarbonatada a sulfatada-clorurada sódica. Se deduce entonces que en estos sistemas hidrológicos se acoplan aportes subterráneos de composición variable y la llegada de escurrimientos superficiales más dulces, que luego se ven sometidos a procesos de evaporación.

La diversidad hidrogeológica observada, genera una variabilidad hidrogeoquímica en el agua del acuífero libre de la zona, con altos valores de desvíos estándares (DE) en casi todas las variables analizadas. Los mayores valores de CE se encuentran en el pedemonte y la bajada de las sierras, (UH 1 y 2) en un rango entre 3.000 a 8.300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y los menores valores de CE están en el paleoabánico del Ctlamuchita (UH3), con valores entre 410 y 1.835  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Fig. 5). El 47,45 % son de tipo geoquímico bicarbonatadas sódicas, mientras que el 28,8 % son sulfatadas sódicas. En general, la evolución geoquímica del agua, presenta una disposición areal conspicua, encontrándose las aguas más saladas y de carácter geoquímico sulfatadas, al Oeste del área y las más dulces al Este, en sentido de circulación de flujo, especialmente la zona proximal de la UH 3. Esto se debe a que las aguas más saladas occidentales del acuífero libre, aunque reciben aporte serrano, están fuertemente condicionadas por los altos espesores de zona no saturada cuyas litologías son samo-pelíticas lo que permite la entrada de solutos a la solución dada la mayor superficie específica de los clastos del sedimento y consecuentemente el mayor tiempo de contacto agua-medio sólido durante la infiltración hacia el acuífero y luego en su trayecto en el propio acuífero pedemontano. Estas bajadas pedemontanas están formadas por sedimentos depositados por flujos hiperconcentrados caracterizados por una matriz limosa procedente del destape parcial de las sierras que estaban parcialmente cubiertas con sedimentos eólicos y que aún persisten en pequeñas pampas de altura en la Sierra de las Peñas (Prámparo *et al.* 2022; Michelli *et al.* 2022).

Un aspecto importante de la región es que el fondo natural de la composición geoquímica del agua está caracterizado por la presencia de As y flúor. De acuerdo con las características litológicas regionales y las condiciones hidrogeoquímicas, la presencia de As y F en solución están fuertemente vinculados a la litología del acuífero y un ambiente geoquímico de aguas alcalinas, sódicas y más altos pH, hallando valores entre 1 a 110  $\mu\text{g}/\text{L}$  para As y 0,1 mg/L a 3,20 mg/L para F-. En el caso del As estas condiciones favorecen la desorción de arseniatos desde la superficie de óxidos e hidróxidos. Eventualmente su incorporación a la solución puede ocurrir también a partir de la disolución de vidrio volcánico que puede aportar este elemento químico. Este ambiente geoquímico da también estabilidad al Flúor en solución ya que se inhibe su precipitación como podría ocurrir en aguas cálcicas, pudiendo relacionarse su origen, en función del tratamiento de datos, a diversas fuentes (vidrio, fluorita, apatita) (Blarasin *et al.* 2014)

Los procesos geoquímicos que explican la cantidad y tipo de solutos en solución resultan de la presencia de cationes y aniones de sales de carbonato, yeso o halita que se encuentran disueltos en la precipitación y proceden de áreas hidrohalomórficas o de frentes de tormenta que entran al continente (Lutri 2020).

No puede obviarse el input atmosférico de una proporción de los iones, lo cual se confirma al analizar muestras de agua de lluvia en la región que aportan en el orden de 45 mg/L de sales disueltas totales (Lutri *et al.* 2020). La influencia del agua de lluvia es evidente en las bajas concentraciones halladas en el acuífero del ámbito proximal del abanico aluvial que recibe alta recarga de precipitaciones. En este tipo de ambientes aluviales de sedimentos areno-gravosos con minerales muy inertes que aportan escasos iones a la solución hay aguas dulces, de muy bajo contenido salino (en el orden de 400-1000 mg/L.) habiéndose comprobado en ambientes similares de la región la importante tasa de recarga que reciben a partir de precipitaciones (Blarasin *et al.* 2014)

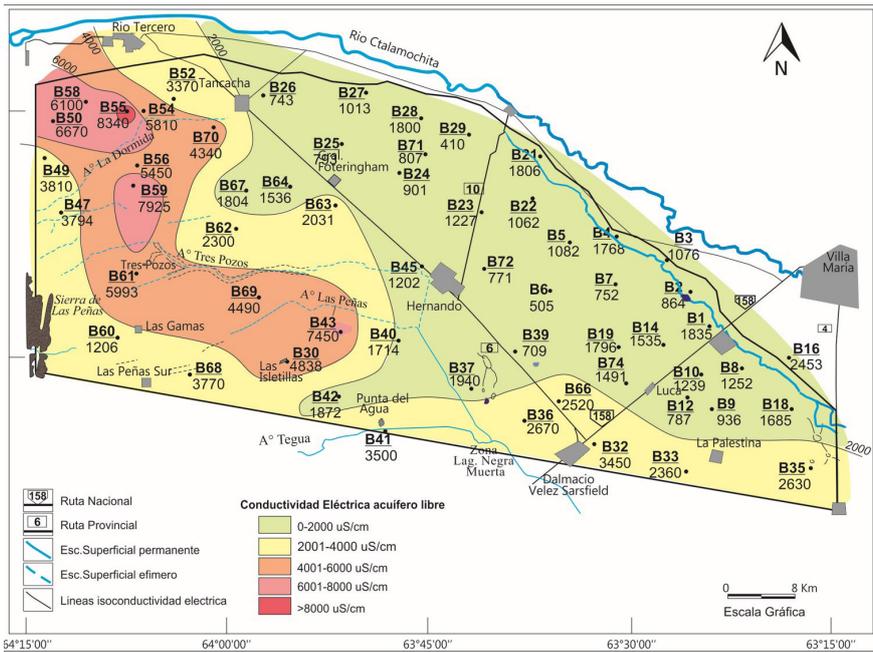


Figura 5: Mapa de distribución espacial de la conductividad eléctrica del acuífero libre

## Especies del nitrógeno: nitrato, nitrito y amonio

De las especies del nitrógeno se destaca que  $\text{NO}_2^-$  no fue detectado en ninguna muestra de agua superficial o subterránea, debido a que se trata de una especie del N muy inestable y al existir OD rápidamente se oxida a  $\text{NO}_3^-$ .

En las aguas superficiales, tanto nitrito como amonio no son de gran relevancia, debido a las condiciones oxidantes de los sistemas superficiales, observándose que los valores de nitrato son mayores en las lagunas y canales, mientras que en arroyos, son marcadamente menores (Fig. 6).

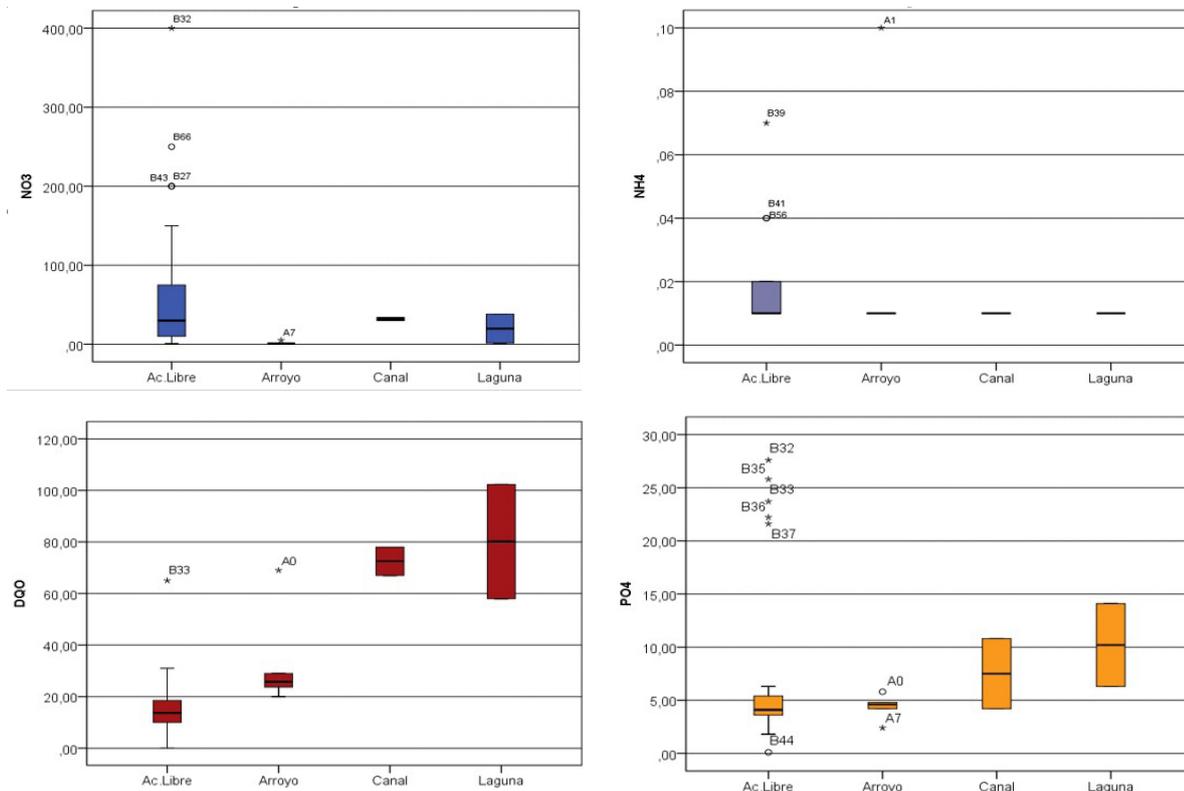
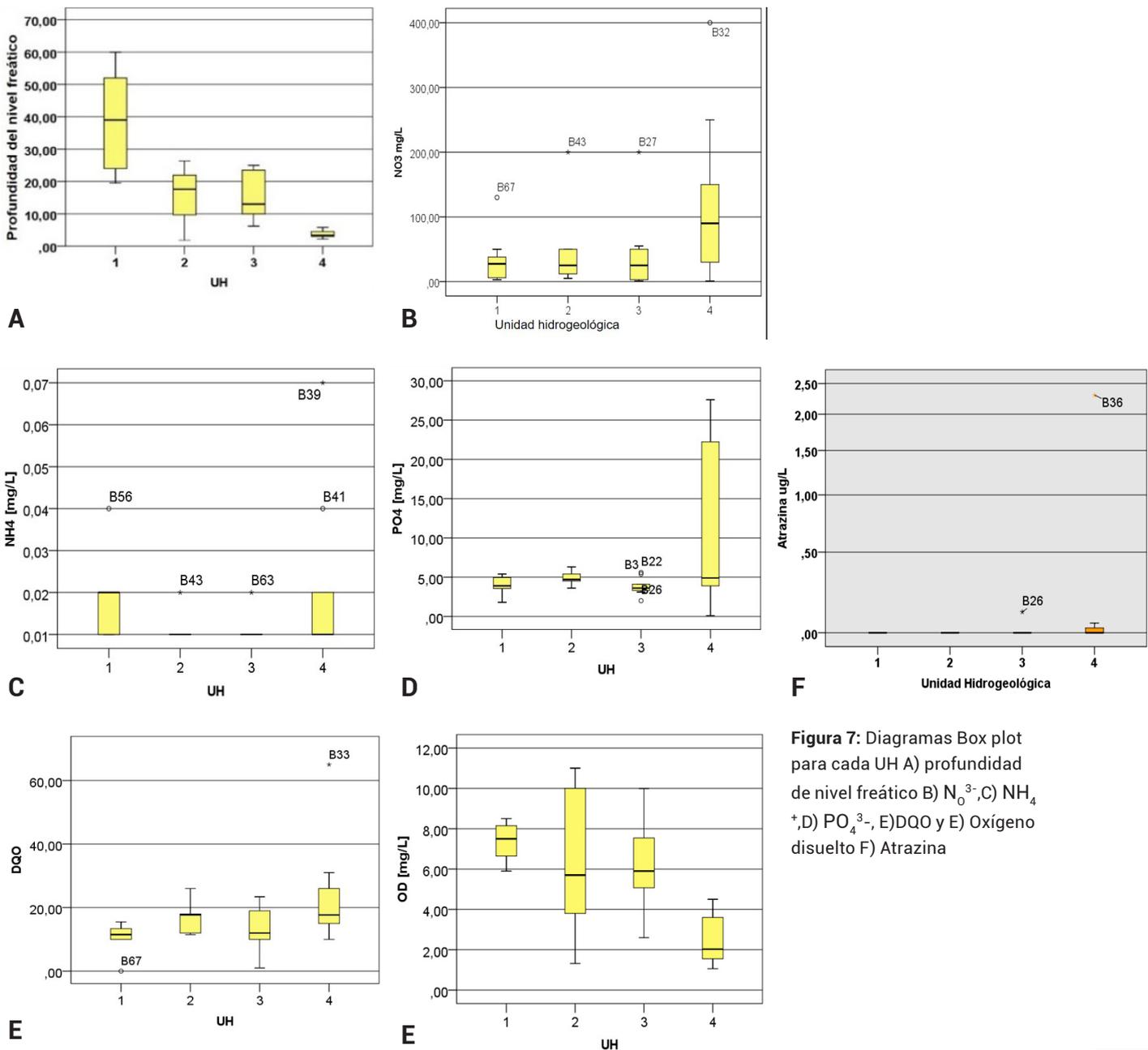


Figura 6: Box Plot de concentraciones en aguas subterráneas y superficiales de A) Nitrato B) Amonio C) Fosfato D) Demanda química de Oxígeno (DQO)

En el acuífero libre, la especie predominante es el nitrato, con concentraciones máximas de 400 mg/L, mientras que amonio posee concentraciones entre 0,01 a 0,07 mg/L observándose los mayores valores en la UH 1 y 4. Los diagramas de box plot de la **figura 7** muestran las profundidades de nivel freático en cada una de las unidades hidrogeológicas definidas y los valores de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , DQO y CE para cada una, relaciones se explican a continuación. El rango de fondo natural calculado (RFN) con métodos estadísticos (Lutri 2020) para nitrato es de 1 - 6 mg/L y el valor característico de fondo natural (VCF), es de 3 mg/L de  $\text{NO}_3^-$ , por lo que se interpreta que, de las 39 muestras extraídas del acuífero libre, el 79,5 % se encuentra por encima del límite máximo del RFN y el 84,6 % es superior al VCF estimado. Por consiguiente, se interpreta que aquellos valores ubicados dentro del RFN derivan de procesos naturales de descomposición de materia orgánica y los ubicados por encima de 6 mg/L corresponden a anomalías derivadas de situaciones de contaminación, si el ambiente se mantiene oxidante, ya que en ambiente anaeróbico, poco común en este acuífero, los bajos valores podrían resultar de desnitrificación (Blarasin et al, 2020). Se observa que los mayores valores de nitrato se encuentran en la unidad 4, área mal drenada, sitio donde los aspectos hidrogeológicos le confieren mayor vulnerabilidad intrínseca al sistema acuífero libre (con escasa profundidad de nivel freático y mayor posibilidad de llegada al acuífero) y sedimentos muy finos en el propio acuífero que le confieren baja velocidad de flujo y por ende, baja capacidad de dilución por dispersión hidrodinámica a los solutos presentes.



**Figura 7:** Diagramas Box plot para cada UH A) profundidad de nivel freático B)  $\text{NO}_3^-$ , C)  $\text{NH}_4^+$ , D)  $\text{PO}_4^{3-}$ , E) DQO y E) Oxígeno disuelto F) Atrazina

## Fosfato, oxígeno disuelto y demanda química de oxígeno (DQO)

Los mayores valores de fosfato y DQO (expresión de la llegada de materia orgánica), se encuentran en las lagunas y canales, con máximos de 14,1 y 102,3 mg/L respectivamente, indicando una mayor degradación por nutrientes (N, P de origen inorgánico y también nutrientes derivados de MO). Si bien los organismos consumen nutrientes, la baja dilución por dispersión hidrodinámica de estos ambientes justifican los mayores valores.

Fosfato fue detectado en todas las muestras de agua subterránea. Los tenores hallados van de 0,1 a 27,6 mg/L PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. La mayoría de los establecimientos utilizan fosfatos como fertilizante, que podría estar aportando al acuífero los valores hallados. Los que no utilizan dicho fertilizante, tienen corrales que también podrían estar realizando el aporte de P mediante excretas. Las muestras con mayor contenido en fosfato son las B32, B35 y B33 que corresponden a un feedlot con agricultura y uso de fosfato diamónico en los cultivos circundantes, a una zona agrícola con uso de fosfato diamónico y a un tambo, respectivamente. El modelo de regresión de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> con DQO muestra que 33 % de la variable PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> queda explicada por la DQO, lo que también permite pensar en fuentes mixtas de aporte.

Los valores de OD hallados se encontraron entre 1 y 11 mg/L observándose que los menores están en el área más deprimida con sedimentos más finos, donde hay bajas velocidades de circulación y consumo del mismo por oxidación de MO.

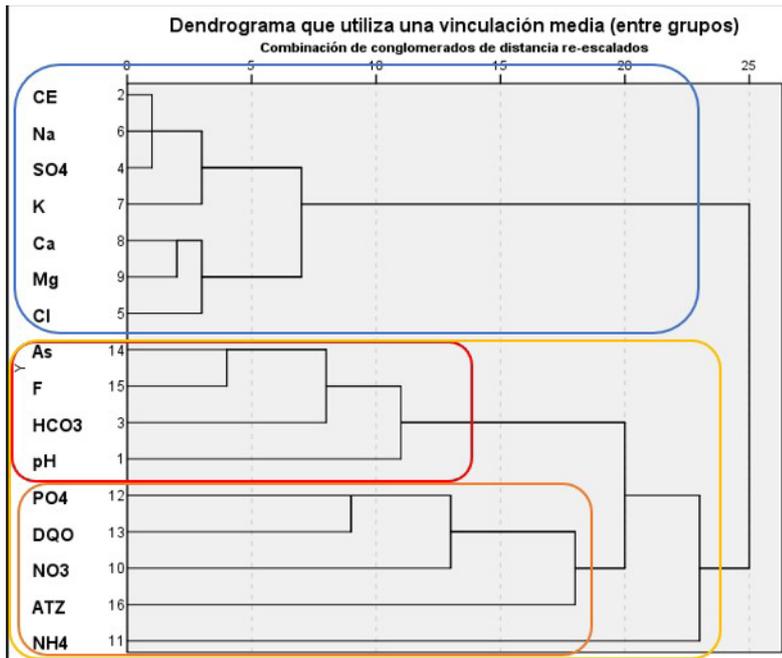
Los valores más altos de DQO se dan en las unidades 2 y 4 (2: Bajada de la Peñas, 4: Área mal drenada). Las relaciones de DQO con las especies de N previamente descritas son variadas. Los mayores valores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ocurren en las unidades 1 y 4 (1: Bajada de Los Cóndores, 4: Área mal drenada), aspecto vinculado a la geología, por la predominancia de materiales más finos en el acuífero, generando ambientes levemente más reductores, pudiendo permanecer el N como NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Si se interpreta la regresión entre NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y DQO (considerando variable independiente a DQO), el R<sup>2</sup> es de 0,12, es decir que la DQO representante de la MO como fuente, explica un escaso porcentaje de la presencia de nitratos. Esto permite pensar en que efectivamente la fuente de nitratos es mixta, orgánica e inorgánica y que, posiblemente, sea de mayor incidencia el uso extendido de fertilizantes inorgánicos en el impacto general al acuífero, mientras que algunos valores más elevados podrían corresponderse con fuentes puntuales y mayor carga orgánica, fundamentalmente ganadera. Para discriminar fehacientemente el origen del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se debería realizar un estudio sobre los isótopos del NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, como los llevados a cabo por-Giuliano Albo *et al.* (2019) o Blarasin *et al.* (2020).

	Unid	Libre				Superficial											
		Min	Max	Media	D. Típ.	Canales				Lagunas				Arroyos			
		Min	Max	Media	D. Típ.	Min	Max	Media	D. Típ.	Min	Max	Media	D. Típ.	Min	Max	Media	D. Típ.
<b>T</b>	°C	0,0	23,9	16,8	8,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>O<sub>2</sub></b>	Mg/L	0,0	8,0	4,1	3,3	3,5	4,9	4,2	1,0	3,5	7,2	5,3	2,7	7,5	15,9	10,4	3,5
<b>pH</b>		7,4	8,4	7,8	0,3	8,6	8,8	8,7	0,2	8,3	8,4	8,4	0,1	8,0	8,9	8,4	0,4
<b>CE</b>	µS/cm	709,0	8340,0	3101,6	2175,3	3780,0	5080,0	4430,0	919,2	2340,0	2830,0	2585,0	346,5	656,0	833,0	754,0	87,8
<b>SDT</b>	Mg/L	496,3	5838,0	2171,1	1522,7	2646,0	3556,0	3101,0	643,5	1638,0	1981,0	1809,5	242,5	459,2	583,1	527,8	61,5
<b>CO<sub>3</sub></b>	Mg/L	0,0	19,4	0,5	3,1	36,4	72,7	54,5	25,7	0,0	12,1	6,1	8,6	0,0	33,9	10,2	14,6
<b>HCO<sub>3</sub></b>	Mg/L	122,5	875,0	408,7	172,4	765,0	940,0	852,5	123,7	652,5	1127,5	890,0	335,9	307,5	525,0	420,5	98,4
<b>SO<sub>4</sub></b>	Mg/L	24,8	2897,6	970,7	945,3	1126,3	1355,0	1240,6	161,7	253,6	658,6	456,1	286,4	18,1	147,4	48,4	55,4
<b>Cl</b>	Mg/L	17,1	1714,3	356,6	449,5	371,4	571,4	471,4	141,4	142,9	377,1	260,0	165,7	22,9	57,1	32,0	14,5
<b>Na</b>	Mg/L	84,9	2321,5	681,7	578,6	1011,1	1415,6	1213,3	286,0	574,3	626,9	600,6	37,2	93,0	127,4	117,5	13,9
<b>K</b>	Mg/L	6,2	70,3	21,8	13,1	56,7	70,9	63,8	10,1	34,9	54,5	44,7	13,9	7,9	36,0	14,5	12,1
<b>Ca</b>	Mg/L	8,0	496,0	131,4	134,9	62,4	65,6	64,0	2,3	30,4	96,8	63,6	47,0	34,4	82,4	52,0	19,0
<b>Mg</b>	Mg/L	3,9	214,6	60,0	63,3	40,0	43,9	42,0	2,8	16,6	50,7	33,7	24,1	8,3	18,5	12,2	4,2
<b>NO<sub>3</sub></b>	Mg/L	1,0	400,0	65,2	86,0	30,0	34,0	32,0	2,8	1,5	38,0	19,8	25,8	1,0	5,0	1,8	1,8
<b>NO<sub>2</sub></b>	Mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>NH<sub>4</sub></b>	Mg/L	0,01	0,07	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,10	0,03	0,04
<b>PO<sub>4</sub></b>	Mg/L	0,1	27,6	6,6	7,0	4,2	10,8	7,5	4,7	6,3	14,1	10,2	5,5	2,4	5,8	4,4	1,2
<b>DQO</b>	Mg/L	0,0	65,0	16,0	10,3	67,0	78,0	72,5	7,8	58,0	102,3	80,2	31,3	20,0	69,0	33,5	20,1
<b>ATZ</b>	µg/L	0,02	1,26	0,15	0,47	0,02	0,67	0,12	0,46	0,12	0,34	0,20	0,16	0,02	0,67	0,10	0,30

Tabla 1: Estadísticos descriptivos de parámetros hidroquímicos y de nutrientes

## Análisis estadístico multivariado de nutrientes

El análisis multivariado que vincula la relación entre iones mayoritarios y aquellos nutrientes habitualmente asociados al impacto de actividades antrópicas, muestra en el dendrograma (Fig. 8) dos grupos claramente separados que representan elementos y compuestos químicos derivados fundamentalmente de procesos químicos naturales dependientes de la mineralogía del acuífero y de la entrada de solutos atmosféricos, separados de la influencia antrópica. El primer grupo incluye todos los iones mayoritarios con la CE, exceptuando el  $\text{HCO}_3^-$ , explicando la composición química natural del agua.



**Figura 8:** Dendrograma: Análisis multivariado entre nutrientes y principales parámetros físico-químicos vinculados al impacto antrópico

El segundo grupo posee dos subgrupos, el primero quedó determinado por los iones minoritarios As y F- enlazados a  $\text{HCO}_3^-$  y con menor fuerza al pH. Este grupo explica la correlación que, en diferente grado, siempre enlaza estos iones aguas alcalinas y pH moderados a altos, ambiente geoquímico propicio para que As y F se mantengan en solución con altos tenores. El segundo subgrupo enlaza los componentes derivados de contaminación orgánica e inorgánica que aportan nutrientes. Atrazina como herbicida queda en el grupo de los contaminantes, aunque más aislado de la participación de MO mientras que  $\text{NH}_4^+$  queda débilmente vinculado a todo el grupo de contaminación ya que el mismo puede derivar de diversas fuentes (degradación de MO, de fertilizantes como urea e incluso degradación de la propia atrazina, etc).

## Análisis de Herbicida: Atrazina

El herbicida atrazina fue detectado en el 66 % de las muestras de agua superficial (6 muestras) en concentraciones de 0,05 a 0,67  $\mu\text{g/L}$ . En el arroyo Cabral, las concentraciones van disminuyendo en el sentido del flujo (A0 a A4), desde 0,67  $\mu\text{g/L}$  en las nacientes (donde aún no está encauzado y se encuentra agua aflorando en un bajo), a 0,16  $\mu\text{g/L}$  en A1, 0,05  $\mu\text{g/L}$  en A2, mientras que en A4, a 34 Km de las nacientes del arroyo, no se detectó atrazina. Esta disminución en el sentido del flujo concuerda con el aumento del caudal del arroyo en su recorrido, provocando un aumento en los procesos de dilución. El arroyo Las Peñas, al Oeste del área presenta concentración de atrazina muy baja (0,04  $\mu\text{g/L}$ ), aspecto atribuible a su importante zona de nacientes en las sierras, que aporta caudales producidos por escurrimientos que han recorrido zonas más prístinas con importante recarga de lluvias, con cultivos sólo en valles. Las lagunas L3 y L4 presentan concentraciones de atrazina de 0,12 y 0,34  $\mu\text{g/L}$  respectivamente. Los valores son mayores que los detectados en los arroyos Cabral y Las Peñas, ya que en estos últimos, el mayor caudal y velocidad del agua influirían en la dilución de contaminantes.

En agua subterránea, atrazina fue detectada en 5 muestras (14,7 % del total), en concentraciones de 0,14 a 1,26 µg/L y se encontró en muestras todas las UH. Los valores hallados de atrazina coinciden en general con sitios donde el espesor de la ZNS es escaso o está constituido por materiales gruesos (arenas y gravas), aspectos que facilitan su llegada al acuífero. En la UH 4 se encuentra la muestra de agua subterránea con mayor concentración de todas las medidas, B36, con 1,26 µg/L. En este sector, el nivel freático se encuentra a 3 metros de profundidad y esta cercanía, unido a los factores de producción (lotes del mismo campo rotando anualmente entre maíz/soja) sería una de las condiciones más importantes que permiten la llegada del herbicida al acuífero, además de las características del propio acuífero, con conductividades hidráulicas bajas (1,5), gradientes hidráulicos de 0,16 % y velocidades del orden de 0,024 m/día, que disminuyen los procesos de dilución del herbicida por dispersión hidrodinámica.

Con respecto al transporte hacia el subsuelo, se observa que la estacionalidad de las precipitaciones en la zona de estudio puede contribuir sustancialmente a la lixiviación de atrazina al acuífero libre durante las épocas húmedas, ya que la aplicación suele ser simultánea con las estaciones lluviosas (primavera y verano), coincidente con la época donde el sistema acuífero se ve recargado, tal como se mostró previamente en la **figura 4**.

## Conclusión

El fondo natural del agua queda explicado por los iones mayoritarios y minoritarios como As y F. Se asume que este fondo natural ha sido alterado debido a la existencia de indicadores de contaminación de actividad antrópica distintivos, como los nutrientes y herbicidas.

Los ecosistemas lénticos presentan mayor grado de contaminación que los ecosistemas lóticos con respecto a la presencia de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y DQO. Esto se interpreta como el resultado de la mayor velocidad de flujo en los sistemas lóticos y la consecuente posibilidad de mayor dilución, por dispersión hidrodinámica, especialmente en las épocas de mayores precipitaciones y por ende mayores caudales circulantes. En los sistemas lénticos, la casi nula velocidad genera un aumento en la concentración de contaminantes al verse disminuidos los procesos de dilución y en períodos secos, por concentración, al sufrir evaporación. Sin embargo, los canales, por su baja velocidad de agua, presentaron mayor contaminación dada su casi nula velocidad de flujo.

Con respecto al agua subterránea, se deduce que existe un fuerte condicionante hidrogeológico en la distribución de contaminantes. Las mayores concentraciones de nutrientes y herbicida se dan en áreas de menor profundidad de nivel freático, por la mayor posibilidad de llegada de los contaminantes. A su vez en el propio acuífero debido a litologías predominantes de materiales sedimentarios finos, con baja velocidad de circulación del flujo subterráneo y escasa dispersión hidrodinámica. Climáticamente, la coincidencia de la época húmeda con el periodo de aplicación, fomentaría el transporte de este herbicida hacia el subsuelo.

## Agradecimientos

La investigación contó con el apoyo del PICT 2015-0474 (FONCYT Argentina), SECyT-UNRC (Universidad Nacional de Río Cuarto) y CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).

## Bibliografía

- APHA, AWWA, WEF. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st edition. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Foundation
- Bachetti RA, Urseler N, Morgante V, Damilano G, Porporatto C, Agostini E, Morgante C. 2021. Monitoring of Atrazine Pollution and its Spatial-Seasonal Variation on Surface Water Sources of an Agricultural River Basin. *Bull EnvironContamToxicol*. Jun; 106(6):929-935. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03264-x>
- Becerra M; Hang S; Mercuri P; Díaz-Zorita M. 2012. Zonificación de la capacidad de adsorción de atrazina en la Provincia de Córdoba (Arg.). XIX Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo.
- Bécher Quinodóz F; Blarasin M; Bachetti R; Morgante C. 2013. Geochemistry of Groundwater-Surface Relations in the sandy plain of the Rio Quinto and Detection of Atrazine. VII Congress of Ecology and Management of Aquatic Pampean Ecosystems. EMEAP. ISBN: 978-987-688-046-6. <https://shortest.link/VhC>
- Blarasin M; Cabrera A; Matiatos I; Becher Quinodóz F; GiulianoAlbo J; Lutri V; Matteoda E; Panarello H. 2020. Comparative evaluation of urban versus agricultural nitrate sources and sinks in an unconfined aquifer by isotopic and multivariate analyses. *STOTEN*. Elsevier. vol.741 n°. p - . Issn 0048-9697
- Blarasin M;Panarello H. y Giuliano Albo MJ. 2015. Evaluación de la geoquímica e isótopos del nitrato en el acuífero libre de una llanura con actividad agropecuaria, Córdoba, Argentina. *Ingeniería*, vol. 19, no. 1, 2015, pp.24-38.
- Blarasin M., A. Cabrera1, E. Matteoda, H. Frontera, M. Aguirre, L. Maldonado, F. Bécher Quinodóz y J. Giuliano Albo. 2014. Recursos hídricos subterráneos Parte I: Aspectos litológicos, hidráulicos, cambios de régimen y reservas de los principales acuíferos. XIX Congreso Geológico Argentino: Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. (Eds Martino et al), Pág. 1233 – 1261, Córdoba, 2014. AGA 1a Ed. - Soporte CD-ROM. ISBN 978-987-22403-8-7.
- Canter L. 1997. Nitrates in Groundwater. Lewis Publishers. ISBN 0-87371-569-1. 263 p.
- CIAFA (Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos) <http://www.ciafa.org.ar/>
- Costa JL; Aparicio V; Zelaya M; Gianelli V y F. Bedmar. 2011. Transporte de imazapir, atrazina, s-metolaclo y acetoclor en el perfil un suelo argiudol del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Estudios de la zona no saturada del suelo* 157-162
- Custodio E y Llamas M. R (Eds.). 1983. Hidrología Subterránea. Omega, 2350 pp.
- Delmonte AA; Bedmar F; Mantecon JD; Echeverría H; Barassi C. 1997. Residual phytotoxicity and chemical persistence of atrazine in soils of the southeast of Buenos Aires Province, Arg. *Journal of Environmental Biology*. 18. 201-207.
- DeSimone LA; McMahon PB; Rosen MR. 2014. The quality of our Nation's waters – Water quality in Principal Aquifers of the United States, 1991–2010: U.S. Geological Survey Circular 1360. DOI: <https://doi.org/10.3133/cir1360>.
- EPA. 2004. Abraxis LLC Atrazine ELISA Kit .Environ. Technology Verification Report. U.S. Environ. Protection Agency. Available in <https://shortest.link/Rku>
- Freeze R y CherryJ. 1979. Groundwater. Prentice Hall, NY. 367-389
- García M; Lutri V; Blarasin M; Matteoda E; Bettera S. 2019. Monitoring of atrazine in surface waters of an agroecosystem in the province of Córdoba (Arg.) using an immunoassay technique. *Journal for Research in Agricultural and Food Science* (ISSN: 2208-2719). Vol 5 issue 4
- Giuliano Albo J; Blarasin M; Cabrera A;BecherQuinodoz F; Maldonado L; Giacobone D; Matteoda E;Matiatos I; Lutri V;Panarello H. 2019. Application of isotope techniques to evaluate nitrate contamination in groundwater in Rio Cuarto city (Argentina). *International Symposium on Isotope Hydrology: Advancing the understanding of water cycle processes*.ID: 74.20
- Giuliano Albo J y Blarasin M. 2012. Nitratos y fosfatos en el acuífero freático de un agroecosistema. Córdoba. Argentina II RAGSU. Bs As. CD: 103-107. Ed UNS. ISBN: 978-987-1620-86-9.
- González-Márquez LC; Villada-Canela M; Guillén-Garcés RA; Márquez-Pacheco H; Treviño-Quintanilla LG; Hernández-Antonio A y Hansen A. 2013. Atrazina: un herbicida polémico. *Revista internacional de contaminación ambiental*. Vol. 29, no. , 2013, pp.65-84.
- Graymore M; Stagnitti F; AllinsonG. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Int*. 26:483–495. [https://doi.org/10.1016/S0167-6369\(01\)00081-1](https://doi.org/10.1016/S0167-6369(01)00081-1)

org/10.1016/S0160-4120(01)00031-9.

Hang S;Nassetta M. 2003. Evolución de la degradación de atrazina en dos perfiles de suelo de la provincia de Córdoba. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 32, 1, 57-69.

Haygarth PM y Sharpley AN. 2000 Terminology for phosphorus transfer. *Jour. of Environmental Quality* 29(1):10-15

Hurlburt S. 1988. *Water Well Journal*. 42(8):37-42.

IBM Corp. 2012. IBM SPSS Statistics for Windows (21.0). IBM Corp

Lutri V; Blarasin M; Matteoda E; Currell M; Giacobone D; Bécher Quinodóz F; Cabrera A. 2022. Screening of Atrazine Distribution in Groundwater and Modeling of Leaching Potential to the Unconfined Aquifer in the Pampean Plain of Cordoba, Argentina. *Environ. Process.* 9, 25. <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00581-z>

Lutri V; Matteoda E; Blarasin M; Aparicio V; Giacobone D; Maldonado L; Becher Quinodóz F; Cabrera A; Giuliano Albo J. 2019. Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem. Córdoba, Argentina. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557>

Lutri V. 2020. Procesos que controlan el fondo químico natural del agua superficial y subterránea y modificaciones inducidas por actividad agropecuaria en llanuras sedimentarias fluvio- eólicas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Biblioteca UNRC.

Lutri V; Matteoda E; Blarasin M; García M; Cabrera A; Giuliano Albo J; Becher Quinodóz F; Maldonado L y Giacobone D. 2018. Evaluación de atrazina en el agua subterránea en zona Proximal del abanico aluvial del río Tercero. *In Vet* 20 (2):31 2018. Ed. Facultad de ciencias veterinarias UBA. Bs As. Arg. ISSN 1514-6634 (impreso) ISSN 1668-3498 (en línea).

Márquez-Pacheco H. 2009. Atenuación natural de atrazina en perfiles de suelo de Guasave, Sin.: México, Universidad Nacional Autónoma de México, tesis de maestría, 103 pp.

Michelli M P; Matteoda E; Blarasin M; Iacomussi G. S. 2022. Composición geoquímica y aportes sobre contenidos de arsénico y flúor en aguas superficiales y subterráneas en área de recarga hidrológica. Córdoba. XI Congreso Argentino de Hidrogeología. Bahía Blanca. 8 p.

Müller K; Duwig C; Prado B; Siebe C; Hidalgo C; Etchevers J. 2012. Impact of long-term wastewater irrigation on sorption and transport of atrazine in Mexican agricultural soils. *J. Environ. Sci. Health Part B* 47, 30-41. DOI: 10.1080/03601234.2012.606416

Nödler K; Licha T; Voutsas D. 2013. Twenty years later – atrazine concentrations in selected coastal waters of the Mediterranean and the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 112-118

Pacheco J y Cabrera Sansores A. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, Mexico.* 7(2):47-54

PPDB 2019. Pesticide property Data Base - University of Hertfordshire. [WWW Document]. URL. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/index2.htm>

Prámparo S; Blarasin M; Currell M; Degiovanni S; Bécher Quinodóz F; Lutri V; Eric C; Giacobone D; Cabrera A. 2022. Relationships between geomorphological features and groundwater geochemistry in the upper and middle basin of Las Peñas stream, Pampean Mountains, Córdoba, Argentina. *Environmental Earth Sciences*. Aceptado, en Prensa.

Sánchez Camazano M; Lorenzo L y Sánchez-Martín M. 2005. Atrazine and alachlor inputs to surface and ground waters in irrigated corn cultivation areas of Castilla-Leon region, Spain. *Environ Monit Assessm.* 105(1-3): 11-24.

Silva E; Mendes MP; Ribeiro L; Cerejeira MJ. 2012. Exposure assessment of pesticides in a shallow groundwater of the Tagus vulnerable zone (Portugal): a multivariate statistical approach (JCA) *Environ Sci Pollut Res* 19: 2667. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0761-z>

USEPA. 2006. "Decision documents for atrazine". USEPA, Washington, DC. [https://www3.epa.gov/pesticides/chem\\_search/reg\\_actions/reregistration/red\\_PC-080803\\_1-Apr-06.pdf](https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-080803_1-Apr-06.pdf)

Vázquez-Suñé E. 2009. Hidrogeoquímica. En Escuder R., Fraile J., Jordana S., Ribera F., Sanchez-Vila X. y Vazquez-Suñé E. (eds.). *Hidrogeología. Conceptos básicos de Hidrología Subterránea*. Barcelona, España: 42

# Relevamiento de los Cuerpos de Agua en el Parque Criollo (San Antonio de Areco, Bs.As.): Reincorporación de Biodiversidad y Restauración del Cuerpo de Agua de la Reserva

TARANTO, N<sup>1</sup>; TERZA, V., VIGIL G.<sup>2</sup>; TRONCOSO, J.J.<sup>2,3,4</sup>; FERNÁNDEZ- CIRELLI, A.<sup>2,3,4</sup>, PÉREZ CARRERA, A.<sup>2,3,4</sup>; RATTO, F.<sup>1,5</sup>; VÁZQUEZ, F.<sup>2,3</sup> Y ARELLANO, F.E.<sup>2,3,4</sup>

<sup>1</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina

<sup>2</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Cátedra de Química Orgánica de Biomoléculas. Buenos Aires, Argentina.

<sup>3</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA). Buenos Aires, Argentina.

<sup>4</sup> CONICET - Universidad de Buenos Aires. Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA). Buenos Aires, Argentina.

<sup>5</sup> Universidad Nacional de San Antonio de Areco. Buenos Aires, Argentina.

farellano@fvvet.uba.ar\*

## Resumen

El área protegida Parque Criollo, en San Antonio de Areco, provincia de Buenos Aires es un predio histórico de alrededor de 90 ha donde se distinguen dos usos principales del terreno: un área protegida y una zona de cría de ganado bovino y equino. La reserva natural fue creada en agosto de 2020 con varios fines como el turismo, la educación ambiental y la regeneración de dos ecosistemas, el pastizal pampeano y el bosque de talas. Tiene una dimensión aproximada de 7,5 ha que anteriormente también eran utilizadas para la cría de ganado. Los objetivos de este trabajo fueron evaluar el impacto de la actividad ganadera a partir del análisis de la calidad de agua de los cuerpos presentes en la reserva y lindantes a ella, y relevar la biodiversidad asociada a la reserva. Los muestreos se realizaron estacionalmente entre abril de 2021 y mayo de 2022. Se analizaron parámetros físico-químicos, indicadores de calidad de agua de las lagunas y datos observacionales de fauna. Concluimos que los cuerpos de agua por fuera de la reserva se encuentran impactados por la actividad ganadera mientras que el cuerpo de agua de la reserva se encuentra en proceso de restauración ambiental y presenta una fauna más diversa. El presente trabajo podría ser de importancia para futuras propuestas de seguimiento de parámetros de calidad de agua en los cuerpos de agua, y los datos obtenidos podrían ser de aporte para una futura elaboración de un plan de manejo de la reserva.

## Palabras clave

reserva, actividad ganadera, Parque Criollo, relevamiento, calidad de agua

## Introducción

El Parque Criollo es un predio que comprende alrededor de 90 hectáreas en San Antonio de Areco, Provincia de Buenos Aires. En dicho predio, una gran porción del terreno estuvo por mucho tiempo expuesta a la actividad ganadera, generando degradación de la vegetación, suelos y cuerpos de agua. En este marco, el Municipio de la localidad decidió delimitar un predio de alrededor de 7,5 hectáreas dentro del Parque Criollo, con fines de restauración de dos ambientes pampeanos: el talar y el pastizal pampeano allí existentes.

Dentro del predio existen tres cuerpos de agua (Fig.1), uno dentro de la reserva, al que denominaremos "Reserva", y otros dos por fuera, "Chiquita" y "Escondida", los cuales están expuestos a los impactos de la actividad ganadera. La laguna Chiquita en épocas de sequía queda dividida en dos cuerpos de agua menores. Dicha actividad podría generar disturbios en el ambiente debido al pastoreo, pisoteo y bosteo, pudiendo causar grandes cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades vegetales y animales (Magnano *et al.*, 2013). Sin un manejo adecuado, la ganadería puede ocasionar, además, impactos ambientales negativos como la emisión de gases efecto invernadero, la sobrecarga de nutrientes en los suelos, la alteración de los parámetros fisicoquímicos y eutrofización de cuerpos de agua (Pinos-Rodríguez *et al.*, 2012; Constanza *et al.*, 1997).



**Figura 1.** Ubicación de los tres cuerpos de agua estudiados dentro del Parque Criollo, San Antonio de Areco. (A) Vista general; (B) Laguna Escondida; (C) Laguna Chiquita; (D) Reserva. Elaboración propia mediante la plataforma Google Earth Pro.

La eutrofización es un proceso causado por el aporte de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno. Estos, producen un crecimiento exponencial de la biomasa vegetal, tanto algas como macrófitas, lo cual deriva en una disminución del oxígeno disuelto. El deterioro de la calidad del agua puede conllevar a una mortandad masiva de peces y que sea poco factible la vida para la mayoría de las especies que conformaban el ecosistema en su estado anterior. Si bien este proceso puede desarrollarse naturalmente en algunos cuerpos de agua de la región, se ve sumamente intensificado por el aporte de efluentes agroindustriales (Fernández Cirelli *et al.*, 2010).

Los cuerpos de agua en estudio, Reserva, Chiquita y Escondida, se ubican dentro de la región pampeana. El clima de dicha región es templado húmedo sin temporada seca, posee un verano cálido, se caracteriza por no tener un régimen de precipitaciones estable y normalmente existen ciclos de sequía-inundación interanuales que se reflejan en el funcionamiento de los cuerpos de agua (Quirós *et al.*, 2005). Las lagunas de esta región se caracterizan por ser muy poco profundas, su estado trófico varía de eutrófico a hipereutrófico. Estas características morfológicas, sumadas a la variabilidad climática, hacen que el tiempo de residencia del agua y la salinidad sean altamente variables, variando esta última entre 600 y 5000 ml/L (Quirós *et al.*, 2000, 2005).

Quirós *et al.* (2002a, 2002b, 2005) clasifican a las lagunas pampeanas en dos grupos: aguas claras y aguas turbias. El primer grupo se caracteriza por tener aguas claras, aún en estados eutróficos, y estar dominadas por macrófitas acuáticas emergentes y sumergidas. Este grupo se relaciona a cuerpos de agua cuasi prístinos o con menor impacto ambiental, y se localiza principalmente en zonas de pastizales naturales. El segundo grupo se caracteriza por tener aguas más turbias, estar dominado por fitoplancton y poseer una mayor proporción de cianobacterias en el fitoplancton. Este

segundo grupo se relaciona con zonas de mayor intensidad en el uso del suelo e impactos causados por una elevada entrada de nutrientes provenientes de actividades agropecuarias o efluentes urbanos. Quirós *et al.* encontraron valores medios de fósforo total de 1,89 y 2.03 mg/l para pequeñas lagunas (<1,5 km<sup>2</sup>) de aguas claras y turbias respectivamente, y valores de 0,23 y 0,48 mg/l para grandes lagunas (>1,5 km<sup>2</sup>) de aguas claras y turbias. Cabe mencionar, que en la mayoría de los casos los cuerpos de agua no son ni completamente claros ni completamente turbios. Lo que generalmente se observa es una distribución continua entre estos estados (Quirós *et al.*, 2006).

Los pequeños cuerpos de agua son proveedores de numerosos servicios ecosistémicos como secuestro de carbono, ciclado de nutrientes y regulación del ciclo hídrico (Constanza *et al.*, 1997). Según Downing *et al.* (2006), las lagunas de menor tamaño son las que poseen las tasas más altas de deposición y acumulación de carbono orgánico por unidad de área. Estos pequeños cuerpos de agua, en comparación con los grandes, reciben una proporción más alta de residuos agrícolas y son más sensibles a ellos. Esto se debe a que tienen una conexión más estrecha con las áreas de producción agropecuarias adyacentes por su mayor relación perímetro/volumen (Goldyn *et al.*, 2015). Además, el proceso de agriculturización de la región pampeana llevó a los ecosistemas acuáticos a estados hipertróficos, o en algunos casos los cuerpos de agua, en especial los más pequeños, fueron drenados y canalizados para poder sembrar sobre el humedal. Esta práctica llevó a la pérdida de tamaño y abundancia de los cuerpos de agua (Quirós *et al.*, 2005). En otros casos, la actividad ganadera fue desplazada por la agricultura a sitios considerados marginales, como los humedales, generando los impactos mencionados anteriormente.

Todos estos factores amenazan a los pequeños cuerpos de agua de la región y los servicios ecosistémicos que proveen, por lo cual resulta relevante implementar formas de producción que generen menor impacto en estos cuerpos de agua, o la protección de los mismos mediante áreas protegidas.

Las reservas naturales son áreas protegidas (ANP) que tienen un gran potencial educativo y recreativo y que, a su vez, contribuyen con las mejoras en la calidad del ambiente urbano. Además, actúan como refugio para muchas especies, son sitios de reproducción y alimentación. Uno de los principales problemas a los que se enfrentan estas áreas es la eutrofización de sus cuerpos de agua producida por los aportes de nitrógeno y fósforo producto de las actividades antropogénicas.

Dentro de este marco, consideramos fundamental documentar el proceso de regeneración ambiental de la Reserva Natural "Parque Criollo" y comparar el estado del cuerpo de agua de la Reserva con el de los cuerpos de agua que se encuentran por fuera de la misma. Por lo tanto, los objetivos principales de este trabajo fueron evaluar el impacto de la actividad ganadera sobre los cuerpos de agua presentes en el predio del Parque Criollo y compararlos con la laguna en proceso de restauración dentro de la reserva. Por otra parte, se evaluó la calidad del agua de las lagunas que son utilizadas como fuente de agua para consumo animal.

## Metodología

Dentro del periodo que comprende entre abril del 2021 y mayo del 2022 se realizaron dos muestreos por estación de agua y suelo de los cuerpos de agua Reserva, Chiquita y Escondida, (un total de 8 muestras de agua y 8 muestras de suelo por cuerpo de agua) con el fin de evaluar parámetros físico-químicos. Para las muestras de agua se realizaron mediciones in situ de pH y conductividad eléctrica. Las muestras se recolectaron en botellas plásticas que luego fueron transportadas al laboratorio para la determinación de cloruros, dureza total, dureza de magnesio y calcio, nitratos, sulfatos y fosfatos (APHA, 1993; WHO, 2008; Zhang, 2007). Para las muestras de suelo, extraídas del perímetro circundante al cuerpo de agua, se determinó textura, pH, conductividad eléctrica y fósforo soluble (USDA, 1996; Bray y Kurtz, 1945).

Utilizando el programa Infostat 2020 se realizó un análisis estadístico de varianza no paramétrica, test de Kruskal Wallis con valor  $p < 0,05$  para determinar diferencias entre los parámetros de los cuerpos de agua. Previamente se realizó un test de homocedasticidad y normalidad. Para comparar diferencias en las varianzas de los parámetros entre lagunas, se realizó un análisis de la varianza multivariado utilizando el mismo programa.

Además, en cada muestreo se realizaron estudios observacionales de los cuerpos de agua en los cuales se registraron aspectos como claridad del agua, presencia de coloraciones, estado de la vegetación acuática, y otros indicadores

de impacto ganadero como pisoteo y bosteo. Se tomaron datos de precipitaciones quincenales durante el periodo del muestreo mediante el portal meteorológico Meteoblue (<https://www.meteoblue.com/>).

## Resultados y discusión

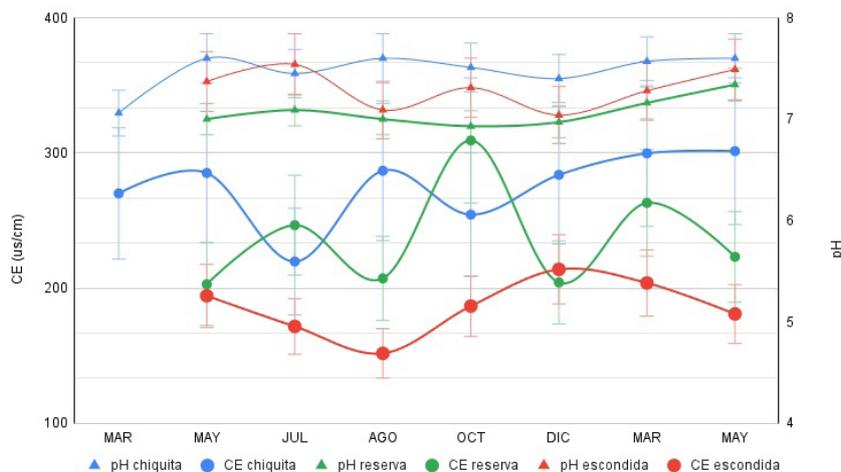
### I. PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS EN MUESTRAS DE AGUA

#### I.A: COMPARACIÓN ENTRE LOS CUERPOS DE AGUA DEL PARQUE CRIOLLO ENTRE SÍ Y CON LAGUNAS PAMPEANAS

Como se puede observar en la **Tabla 1**, la laguna Reserva presentó diferencias significativas ( $p$ -valor $<0,05$ ) en pH, nitratos, fosfatos y dureza total con respecto a Chiquita y Escondida. Reserva presentó valores de pH más cercanos a 7 y valores de nitratos y dureza total menores, aunque con los valores de fosfatos más altos. Escondida presentó diferencias significativas en conductividad eléctrica, teniendo los valores más bajos; mientras que Chiquita presentó diferencias significativas en dureza de magnesio. No se observaron diferencias significativas en niveles de cloruros, sulfatos y dureza de calcio.

Los mayores niveles de nitratos encontrados en Chiquita y Escondida ( $9,13\pm 6,3$  y  $10,02\pm 6,95$  mg/L respectivamente), con respecto a Reserva ( $4\pm 3,6$  mg/L de nitratos), se corresponden con el enriquecimiento de nutrientes ocasionado generalmente por las actividades pecuarias. Aún así, se pudo observar que los valores medios de nitrógeno de Reserva resultaron más cercanos a los descriptos por Quirós *et al.* (2002a) en 11 lagunas pampeanas de aguas claras ( $6,36$  mg/L de nitrógeno total), en comparación a los valores de nitrógeno de Chiquita y Escondida. Los valores de estas últimas estuvieron más próximos a los niveles encontrados en 15 lagunas de aguas turbias ( $10,6$  mg/L de nitrógeno total).

pH y CE a lo largo del muestreo



**Figura 2.** pH y conductividad eléctrica de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo.

**Tabla 1.** Parámetros fisicoquímicos determinados en las muestras de los cuerpos de agua del Parque Criollo. \*parámetros con diferencias significativas.

Parámetros	Reserva			Chiquita			Escondida		
	Media ± DE	Mediana	Rango	Media ± DE	Mediana	Rango	Media ± DE	Mediana	Rango
<b>pH</b>	7,09 ± 0,19*	7,11	6,75-7,38	7,5±0,24	7,52	7,06-7,89	7,32±0,3	7,38	6,76-7,8
<b>CE (µs/cm)</b>	235,7±45,9	227,17	155,3-310,3	277,05±51,16	281,92	144,9-361,3	185,75±21,86*	181,31	150,02-227,5
<b>Nitratos (mg/L)</b>	3,59±3,62*	3,2	0,1-15,64	9,13±6,32	7,07	0,45-25	10,02±6,95	9,74	0,18-24,3
<b>Fosfatos (mg/L)</b>	0,49±0,37*	0,38	0,09-1,29	0,21±0,13	0,16	0,03-0,42	0,23±0,24	0,18	0,03-0,87
<b>Sulfatos (mg/L)</b>	18,33±11,98	18,91	0,09-1,29	0,21±0,13	0,16	0,03-0,42	0,23±0,24	0,18	0,03-0,87
<b>Cloruros (mg/L)</b>	15,44±7,26	13,65	4,98-36,09	18,12±10,22	16,4	5,15-49,63	14,53±8,13	12,35	1,66-32,22
<b>Dureza total (mg/L)</b>	23,02±18,03*	16,28	9,36-70,72	51,43±45,65	36,4	26,96-179	30,08±9,73	27,56	17,98-47
<b>Dureza de Ca (mg/L)</b>	7,31±2,6	7	3,12-10,95	13,96±12,89	7,81	2,08-37,44	6,61±4,72	5,27	2,08-15
<b>Dureza de Mg (mg/L)</b>	17,31±8,84	17,5	2,78-27,86	44,52±48,91*	30,33	17,22-155,5	22,85±5,78	20,74	15,42-32,5

En cuanto a los niveles de fósforo, en Reserva se registraron niveles ( $0,49 \pm 0,37$  mg/L de fosfato) que duplicaron las concentraciones de Chiquita y Escondida ( $0,21 \pm 0,13$  y  $0,23 \pm 0,24$  mg/L de fosfato), sin embargo, como la determinación de fosfato no incluye las formas de fósforo orgánicas (posiblemente secuestradas en el fitoplancton), podría ser que Escondida y Chiquita tuviesen una concentración de fósforo total mayor.

Con respecto a la variabilidad de los parámetros determinados, está fue muy grande a lo largo del muestreo para los tres cuerpos de agua. No existieron diferencias significativas ( $p$ -valor  $< 0,05$ ) entre los valores medios de estos cuerpos de agua. Sin embargo, en las Figuras 3, 4 y 5, observamos que los parámetros de Reserva podrían estar siguiendo una dinámica distinta a los de Chiquita y Escondida. Se observó que para conductividad eléctrica, nitratos y fosfatos, Chiquita y Escondida parecieran haber seguido un patrón similar, mientras que para Reserva el patrón de estos parámetros pareciera estar desacoplado. Sumado a esto, en las Figuras 6 y 7, se observa que tanto los nitratos como la conductividad eléctrica de Reserva siguieron cierta relación con las precipitaciones, mientras que en Escondida y Chiquita se comportaron de forma desacoplada a las mismas.

Nitratos y fosfatos a lo largo de muestreo

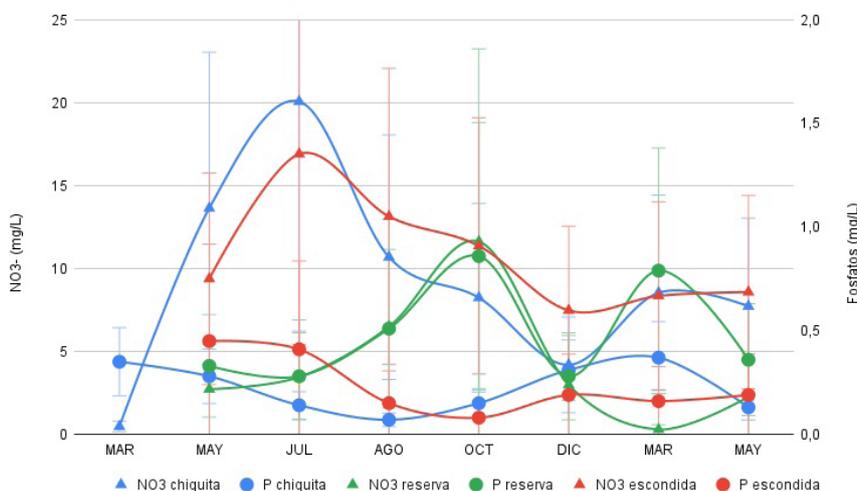


Figura 3. Concentración de nitratos y fosfatos de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo.

Sulfatos y cloruros

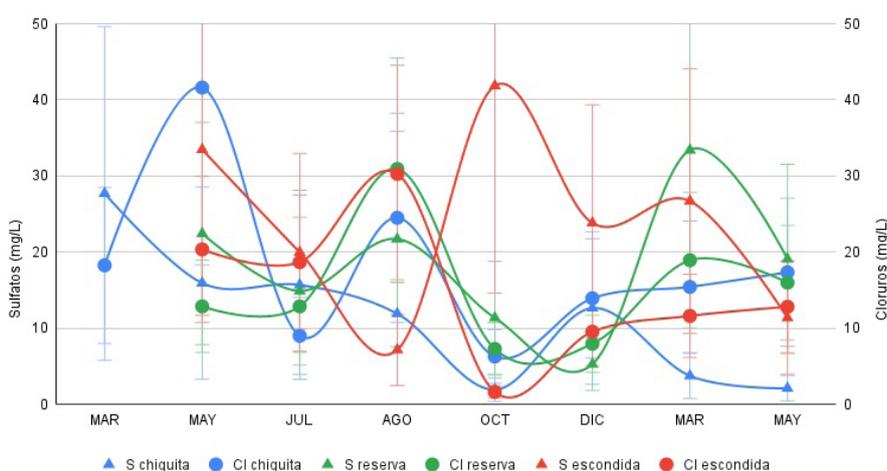


Figura 4. Concentración de Sulfatos y Cloruros de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo.

Dureza total, de calcio y magnesio a lo largo de muestre

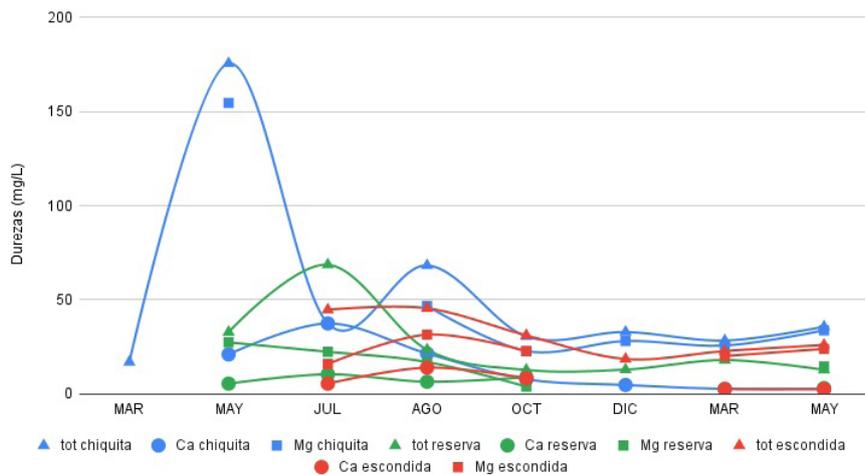


Figura 5. Durezas totales, durezas de calcio y dureza de magnesio de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo.

PP y nitratos

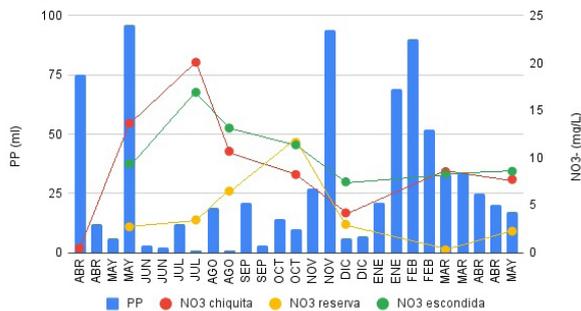


Figura 6. Concentración de nitratos de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo y precipitaciones registradas en Areco para el mismo período cada 15 días.

PP y CE

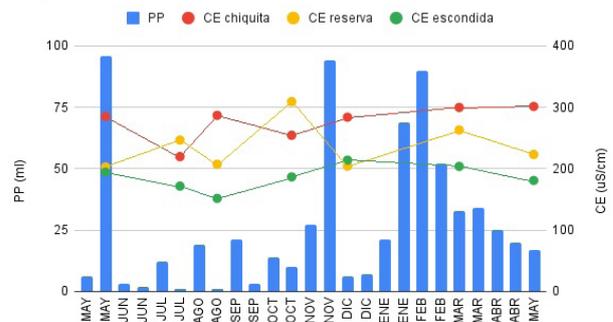


Figura 7. Conductividad eléctrica de las lagunas Reserva, Escondida y Chiquita a lo largo del muestreo y precipitaciones registradas en Areco para el mismo período cada 15 días.

### I.B: CALIDAD DE AGUA PARA BEBIDA ANIMAL

Se compararon los parámetros de agua de Reserva, Chiquita y Escondida, que se observan en la tabla 1, con los valores de parámetros físico-químicos recomendados en literatura para agua de bebida animal (Tabla 2).

Para los tres cuerpos de agua en estudio, los parámetros físico-químicos estuvieron dentro de los niveles aptos para bebida animal. Los niveles de pH siempre fueron mayores 5,5 y menores a 9. La conductividad eléctrica, los nitratos, sulfatos y cloruros siempre estuvieron debajo del límite establecido según la literatura (Sager et al. 2000; NRC, 2001). Las aguas se pudieron clasificar como blandas, solo Chiquita en mayo del 2021 presentó niveles compatibles con aguas duras.

Sin embargo, si bien los niveles de los parámetros analizados en muestras de agua se encontraron dentro de los límites adecuados para agua de bebida de animal, no tienen en cuenta los posibles efectos de las decoloraciones observados en los cuerpos de agua Chiquita y Escondida.

Parámetro	Rango apto para consumo animal	Fuente
pH	5,5 - 9	Bavera <i>et al.</i> , 2001
Conductividad eléctrica	<1500 $\mu$ S/cm: excelente 1500 - 5000 $\mu$ S/cm: muy satisfactorio	Sager <i>et al.</i> , 2000
Nitratos	<44 mg/L	NRC, 2001
Sulfatos	250 mg/L	Sager <i>et al.</i> , 2000
Cloruros	2000 mg/L	Sager <i>et al.</i> , 2000
Durezas totales	<60 mg/L: blanca 60 - 120 mg/L: Moderadamente dura	Sager <i>et al.</i> , 2000

**Tabla 2.** Parámetros físico-químicos recomendados en literatura para agua de bebida animal.

Parámetro	Reserva		Escondida		Chiquita	
	Media $\pm$ DE	Rango	Media $\pm$ DE	Rango	Media $\pm$ DE	Rango
pH	7,55 $\pm$ 0,49	7,20-7,89	6,75 $\pm$ 0,78	6,19-7,30	8,86 $\pm$ 0,95	7,9-9,79
conductividad eléctrica ( $\mu$ S/cm)	364 $\pm$ 234	198-531	854 $\pm$ 17,86	842-867	696 $\pm$ 337	301-1032
Fósforo soluble (mg/kg)	4,08 $\pm$ 5,71	0,42-7,73	5,58 $\pm$ 0,15	5,47-5,68	1,28 $\pm$ 0,69	0,40-2,07

**Tabla 3.** Parámetros de suelos determinados en las muestras de los cuerpos de agua de Parque Criollo.

## II. SUELOS

En la **Tabla 3** se detallan los resultados obtenidos a partir de los parámetros analizados en las muestras de suelo colectadas. Los suelos de Escondida y la reserva tienen una textura franca, mientras que, la de Chiquita A es franco-limosa. El pH de las muestras de suelo de la laguna Reserva y de Escondida rondaron la neutralidad, en cambio, en Chiquita fueron ligeramente alcalinos. La conductividad eléctrica aumentó en todos los sitios de octubre a marzo. El contenido de fósforo soluble disminuye marcadamente en la reserva pero no se ve ese comportamiento en las lagunas lindantes a la misma.

## III. ESTUDIOS OBSERVACIONALES DE LOS CUERPOS DE AGUA

A lo largo de los muestreos, se observó que la laguna Reserva poseía aguas más claras y una composición florística distinta con respecto a Chiquita y Escondida. Reserva contó con una vegetación acuática más diversa y abundante respecto de las otras lagunas. Además, Chiquita y Escondida presentaron, en varias oportunidades, signos de eutrofización como decoloraciones verdosas, no así Reserva. También se observaron, a lo largo de todos los muestreos, otros indicadores de impacto ganadero como bosteo e intenso pisoteo en Escondida y Chiquita (**Fig. 8**). Estas observaciones se condicen con lo esperable para lagunas de aguas claras (menor impacto) y lagunas de aguas turbias (mayor impacto) según lo descrito por Quirós *et al.* (2002a, 2002b, 2005), y con los impactos típicos de la ganadería según Magnano *et al.* (2013).



**Figura 8.** Pisoteo del ganado circundante a laguna Chiquita.



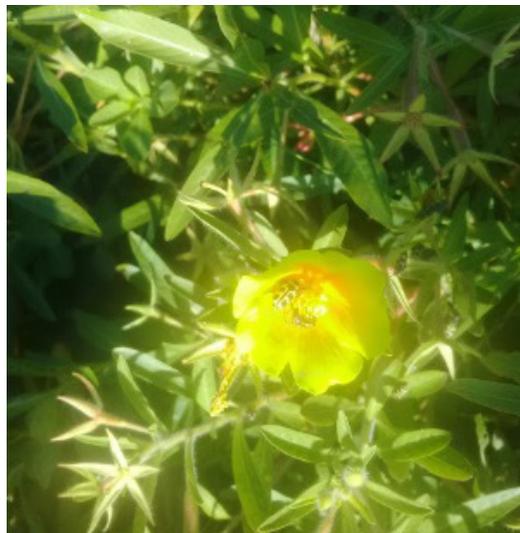
**Figura 9.** Odonata, Insecta, Arthropoda. 18/10/2021.



**Figura 10.** Huevos de Gasteropoda, Mollusca. 18/10/2021.



**Figura 11.** Estado adulto, Gasteropoda, Mollusca. 2/3/2022.



**Figura 12.** Coleoptera, Insecta, Arthropoda. 2/3/2022.

## Consideraciones finales

Según las determinaciones de parámetros físico-químicos en muestras de agua y los registros de las observaciones realizadas a lo largo de los muestreos, y considerando el desarrollo teórico de lagunas de aguas claras y turbias, como así los impactos típicos de la ganadería según la literatura relevada; podríamos sugerir que Escondida y Chiquita se corresponden a cuerpos de agua impactados por la actividad pecuaria y con signos de eutrofización, mientras que los resultados observados para Reserva se corresponden con cuerpos de agua menos impactados. Además, bajo el supuesto de que previo a la clausura Reserva tenía condiciones similares a Chiquita y Escondida, se podría asumir que Reserva se encuentra en proceso de restauración ambiental.

Con respecto a la variabilidad de estos parámetros, los cuales dependen de factores climáticos y del uso del suelo circundante, se podría sugerir que la variabilidad en Reserva, en comparación a Escondida y Chiquita, se explica en mayor medida por las precipitaciones. Mientras, en estos dos cuerpos de agua la variabilidad de sus parámetros podría estar más relacionada al uso del suelo, o sea, a la actividad ganadera.

En cuanto a la calidad de agua para consumo animal, se podría considerar apta según los resultados obtenidos a partir de los parámetros fisicoquímicos analizados para los tres cuerpos de agua. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para determinar los posibles efectos de las decoloraciones verdosas en los cuerpos de agua presentes por fuera de la reserva.

A modo adicional y durante los muestreos realizados a lo largo del estudio, se realizaron observaciones de la fauna asociada a los cuerpos de agua. Se observaron distintas especies de aves, anfibios, e insectos. Dentro de la clase Aves se lograron identificar teros (*Vanellus Chilensis*), garza chiflón (*Syrgim Sibilatrix*), tijereta (*Tyrannus Savana*), Jacana (*Jacana jacana*), cotorra (*Myiopsitta luchi*), taguató común (*Rupornis magnirostris*) y monjita blanca (*Xolmis Irupero*). Para el filo Arthropoda, se observó la presencia de los órdenes Hymenoptera, Odonata, Orthoptera y Diptera. Para la laguna Reserva, en comparación con las colindantes, observamos un número mayor de clases de animales. La clase de fauna más observada en las últimas fue la de aves. En los tres cuerpos de agua estudiados en este trabajo, se relevaron moluscos e insectos. Se obtuvo registro digital de un ejemplar de Odonata (**Fig. 9**), de huevos de caracol (**Fig. 10**) y de su estado adulto (**Fig. 11**) y también de una especie del orden Coleoptera (**Fig. 12**).

## Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires y a las Becas incentivo UBA 200 por el financiamiento de las actividades realizadas. Al municipio de San Antonio de Areco y al personal del Parque Criollo.

## Bibliografía

- APHA. 1993. Standard methods for the examination of water and wastewaters. American Public Health Association, New York. 874pp
- Bray R. y Kurtz, L. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science*, 59: 39-45.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630): 253-260.
- Downing, J. A; Cole, J. J; Middelburg, J. J.; Striegl, R. G; Duarte, C. M; Kortelainen, P; Prairie, Y. T. & Laube, Y. T. (2006). Sediment organic carbon burial in agriculturally eutrophic impoundments over the last century. *Global biogeochemical cycles* (22), issue 1.
- Fernandez Cirelli, A., Schenone, N., Pérez Carrera, A. L., & Volpedo, A. V. (2010). Calidad de agua para la producción de especies animales tradicionales y no tradicionales en Argentina. *AUGMDOMUS*, 1, 45-66.
- Gołdyn B., Kowalczywska-Madura K., Celewicz-Gołdyn S. 2015. Drought and deluge: Influence of environmental factors on water quality of kettle holes in two subsequent years with different precipitation. *Limnologica*. (54) pp. 14-22.
- Magnano, A. L., Vicari, R., Astrada, E., & Quintana, R. D. 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*, 4(2):137-148.
- NRC (National Research Council) (2001). Nutrient requirements of dairy cattle: 2001. National Academies Press.
- Pinos-Rodríguez, Juan M., García-López, Juan C., Peña-Avelino, Luz Y., Rendón-Huerta, Juan A., González-González, Cecilia, & Tristán-Patiño, Flor. 2012. Impactos y regulaciones ambientales del estiércol generado por los sistemas ganaderos de algunos países de América. *Agrociencia*, 46(4), 359-370.
- Quirós, R. 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina (p:43-47). En A.
- Fernández (ed.) *El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses*. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos. 147 p.
- Quirós, R., Rennella, A. M., Boveri, M., Rosso, J., Sosnovsky, A. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* (12), pp. 175-185.
- Quirós, R., Rosso, J. J., Rennella, A., Sosnovsky, A., Boveri, M. 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11), pp. 584-591.
- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas pampeanas. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. *Ecología lagunas de las Pampas/ INVESTIGACIÓN Y CIENCIA / Draft 01/06/2005*.
- Quirós, R., Boveri, M., Petracchi, C., Rennella, A., Rosso, J., & Sosnovsky, A. (2006). Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, 1-16.
- Sager, R.L. (2000). Agua para bebida de bovinos. Reedición de la Serie Técnica No 126. San Luis: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación experimental San Luis.
- USDA. 1996. Soil Survey laboratory methods manual. Soil Survey Investigations Report N° 42. Version 3.0. 693 pp, Washington DC, USA.
- WHO, 2008. Guidelines for Drinking Water Quality, third ed., Vol 1, World Health Organization, Geneva.
- Zhang, C. 2007. Fundamentals of environmental sampling and analysis. John Wiley & Sons. US-EPA. Sampling and Analysis Methods, 2nd ed. L Keith ed. Method 200.7

# Aportes de Nitrógeno y Fósforo en cuerpos de Agua de Reservas Urbanas (Provincia de Buenos Aires)

VIGIL G.<sup>1</sup>, ARELLANO F.<sup>2,3</sup>, TRONCOSO J.J.<sup>2,3</sup>, VAZQUEZ F. J.<sup>2,3</sup>, VOLPEDO A. V.<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Maestría en Gestión del Agua. gabyrossvi@gmail.com

<sup>2</sup> Universidad de Buenos Aires. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA).

<sup>3</sup> CONICET-Universidad de Buenos Aires. Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA).

## Resumen

El agua es esencial para la vida, además, de ser un factor determinante en el desarrollo económico, social y ambiental. Las reservas naturales son áreas protegidas (ANP) que tienen un gran potencial educativo, y que, a su vez, contribuyen con la calidad del ambiente urbano. Uno de los principales problemas que enfrentan estas áreas es la eutrofización de sus cuerpos de agua generada por aportes de nitrógeno y fósforo producto de actividades humanas. Un caso particular entre las ANP son las reservas urbanas y periurbanas.

El objetivo de este trabajo fue determinar los aportes de N y P en dos reservas urbanas con distinto tipo de manejo ("El Renacer de Laguna" y "Parque Criollo") mediante el análisis de muestras de agua, y la asociación del tipo de manejo de estos cuerpos de agua. Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron: temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica (mS/cm), oxígeno disuelto (mg/L), nitratos (mg/L), fósforo disuelto (mg/L), amonio (mg/L), dureza (ml), sulfatos (mg/L), cloruros (mg/L), alcalinidad, STD (ppm), nitrógeno total (mg/L) y fósforo total (mg/L) en muestras estacionales, utilizando métodos estandarizados. Considerando todos los parámetros estudiados se determinó que ambas lagunas presentan una clara tendencia a poseer un estado altamente hipertrófico, lo que propiciaría la presencia de problemas ambientales (zonas hipóxicas, floraciones de algas nocivas, degradación de valores culturales y sociales). Por lo que se debería elaborar un plan de manejo que incluya medidas de control en estos cuerpos de aguas, para evitar el deterioro continuo de la calidad de agua de las lagunas estudiadas.

## Palabras clave

lagunas pampásicas, eutrofización, nitrógeno, fósforo, reservas urbanas, gestión.

## Introducción

El agua es esencial para la vida, además, de ser un factor determinante en el desarrollo económico, social y ambiental. Las reservas naturales son áreas protegidas (ANP) que tienen un gran potencial educativo y recreativo, y que, a su vez, contribuyen con las mejoras en la calidad del ambiente urbano. Uno de los principales problemas a los que se enfrentan estas áreas es la eutrofización de sus cuerpos de agua producida por los aportes de nitrógeno y fósforo producto de las actividades humanas (agropecuarias, industriales y asentamiento urbano). Un caso particular entre las ANP son las reservas urbanas y periurbanas ya que están directamente influenciadas por las actividades antrópicas (Newton *et al.*, 2003; Buitrago, 2013; Perdomo, 2013; ONU, 2014).

El fósforo (P) y Nitrógeno (N), son considerados los nutrientes más vinculados con el deterioro de los cuerpos de agua cuando están en exceso, considerados como limitantes en el crecimiento algal en los cuerpos de aguas (Conzonno, 2009; Morales y Chávez, 2010). Los principales problemas de eutrofización en lagos y lagunas argentinas están relacionados con las descargas puntuales no tratadas de áreas urbanas y la contaminación difusa no regulada (Quirós, 2000). Este fenómeno ocasiona un enriquecimiento excesivo de nutrientes en los cuerpos de agua, estimulando un incremento en la producción primaria, crecimiento desmedido de algas, disminución de oxígeno hipolimnético, reducción de la superficie del espejo de agua y disminución del valor recreativo (Cozonno, 2009; Escobedo, 2010; Ricárdez *et al.*, 2016; Degano *et al.*, 2016; Katsuki *et al.*, 2019).

Durante las últimas cuatro décadas ha quedado demostrado que la eutrofización es un problema importante en muchos cuerpos de agua dulce (Quirós *et al.*, 2002; Sosnovsky y Quirós, 2006; Volpedo y Fernández, 2013). Las concentraciones de nitrógeno total en estos cuerpos de agua pueden variar de 0,30 mg/L a 20,28 mg/L (Conzonno y Mariñelarena, 1997; Sosnovsky y Quirós, 2005), mientras que las de fósforo total oscilan de 0,03 mg/L a 2,27 mg/L (Conzonno y Mariñelarena, 1997; Sosnovsky y Quirós, 2006). Considerando las concentraciones mayores 1,0 mg/L de N y 0,1 mg/L de P, en cuerpos de aguas naturales superficiales como altas (Bricker *et al.*, 2003).

Para lograr un manejo adecuado y conocer los avances realizados durante la gestión de las áreas, así como las debilidades, y asuntos críticos a tratar, es importante contar con herramientas estructuradas, sistemáticas y secuenciales, que organizadamente brinden la información pertinente para atender los problemas y debilidades del manejo, y tomar las decisiones más apropiadas y oportunas (Ferrari *et al.*, 2016). Para alcanzar los objetivos de conservación en las áreas protegidas, la implementación de planes de manejo se convierte en una necesidad central (Chebez *et al.*, 2007).

La Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna (REFCV) localizada en el predio de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires y la Reserva Natural Parque Criollo (REPC) ubicada en San Antonio de Areco, son espacios de protección, difusión y preservación de los recursos, pero principalmente son áreas destinadas a la educación ambiental y al contacto de la comunidad con la naturaleza (Centro de Educación y Gestión Ambiental, 2020; Chimento, 2021). Cabe destacar, que las dos áreas estudiadas no poseen planes de manejo, por lo que para la realización de estos se necesitan diferentes tipos de estudios preliminares por lo que este tipo de trabajo será un insumo para la generación de estos documentos. El objetivo de este trabajo fue determinar los aportes de N y P en dos reservas urbanas con distinto tipo de manejo (El Renacer de Laguna y Parque Criollo) mediante el análisis de agua estacionales; y la asociación de estos al tipo de manejo de estos cuerpos de agua.

## Materiales y Métodos

Los muestreos se realizaron en las lagunas de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna (34°35'39" S, 58°28'54" O) de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires (CABA), con un área aproximada de 2 hectáreas y en la Reserva Natural Parque Criollo (34°14'21" S, 59°29'04" O) de San Antonio de Areco, que abarca 7 hectáreas. Se realizaron cuatro campañas estacionales (invierno, primavera, verano y otoño) en 2021 y 2022. Se colectaron muestras de agua en tres (3) puntos de la laguna de la Reserva Ecológica urbana El Renacer de la Laguna (extremo norte, sur y oeste) y en un (1) punto de la laguna de la Reserva Natural periurbana Parque Criollo en San Antonio de Areco. La cantidad de puntos de muestreos fueron seleccionados debido a las características morfológicas de las lagunas estudiadas.

Los parámetros in situ como, temperatura (°C), pH, conductividad (mS cm<sup>-1</sup>), sólidos disueltos totales (mg/L) y oxígeno disuelto (mg/L), fueron medidos con un sensor multiparamétrico marca HANNA HI 9828. La determinación de nitratos y nitritos se realizaron de inmediato a través del Método de Reducción de Cadmio y el Método de Sulfato Ferroso, respectivamente; utilizando un colorímetro DR/890 y el amonio mediante un electrodo de ion selectivo para amoniaco HI4101. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) se calculó mediante la adición de los resultados de nitratos, nitritos y amonio, el nitrógeno total (Nt) se estimó mediante el cálculo de NO basado en el 52-88% del Nt y el resultado del NID (Wetzel, 1983; Ávila *et al.*, 2007; Dotson *et al.*, 2008; Fabre *et al.*, 2010; González y Palacio, 2013; Cifuentes, 2020). El fósforo total (Pt) se realizó a través del Método Ascórbico digerido previamente.

Los cloruros y la dureza total se obtuvieron por Argentometría y titulación de EDTA, respectivamente. La medición de Fósforo disuelto se realizó mediante el Método de Ácido Ascórbico a una absorbancia de 880 nm y los sulfatos, por turbidimetría, a través de la absorbancia de la suspensión de BaSO<sub>4</sub>, a pH bajo con un espectrofotómetro a 420 nm. El análisis de las muestras de agua se realizó en el laboratorio del Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), empleando el protocolo APHA (2005).

Para evaluar el grado de eutrofización de los cuerpos de aguas de ambas reservas naturales urbanas, se utilizaron los valores de Nt estimado, Pt y además se determinó el nutriente limitante mediante la relación molar N/P. La información meteorológica fue suministrada por el Servicio Meteorológico Nacional, estación Buenos Aires Observatorio y Mariano Moreno Aero.

## Resultados y Discusión

Los parámetros fisicoquímicos de los cuerpos de agua estudiados variaron estacionalmente. Las temperaturas promedio en la Reserva Ecológica El Renacer de la laguna varían de 17,1°C a 22,2 °C y en la Reserva Natural Parque Criollo de 14°C a 20°C a lo largo de las distintas estaciones. El pH en el agua está estrechamente relacionado con la acidez o alcalinidad de los cuerpos de agua. La laguna REFCV presenta valores promedios de pH de 7,03 en invierno, 7,57 en primavera, 7,87 en verano y 7,26 en otoño. Mostrando los valores máximos en primavera y verano, y la laguna de la REPC varía entre 6,85 a 7,41 estacionalmente. Ambas lagunas presentan valores de pH alrededor de 7 (**Tabla 1**).

El oxígeno disuelto en la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna oscila de 3,36 a 6,25 mg O<sub>2</sub>/L en invierno, de 3,80 a 6,62 mg O<sub>2</sub>/L en verano y 3,28 a 4,16 mg O<sub>2</sub>/L en otoño y en la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo de 3,22 mg O<sub>2</sub>/L a 4,12 mg O<sub>2</sub>/L entre verano y otoño. Los valores en primavera no fueron registrados por problemas técnicos del equipo. La variabilidad en las concentraciones de OD podría estar relacionada con las diferentes profundidades que existe en los distintos puntos de muestreos, sumado al aporte de agua subterránea intermitente en el punto 2, que ocasionan fluctuaciones en los niveles de OD. Estas lagunas presentan valores que se encuentran por debajo del nivel guía para la protección de vida acuática (5 mg/L).

Parámetros	El Renacer de la Laguna												Parque Criollo			
	P1				P2				P3				I	P	V	O
	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O				
<i>pH</i>	7,22	7,67	7,92	7,16	6,82	7,50	7,86	7,24	7,05	7,54	7,83	7,37	6,85	6,95	7,25	7,41
<i>Temperatura (°C)</i>	24,4	22,5	20,9	17,1	17,9	21,5	21,2	17,7	15,7	22,5	2,80	16,6	16,0	18,0	20,0	14,0
<i>Oxígeno Disuelto (mg/L)</i>	6,25	---	3,80	4,00	5,22	---	6,62	4,16	3,36	---	4,05	3,28	---	---	3,22	3,89
<i>Conductividad Eléctrica (µS/cm)</i>	636	670	983	753	562	730	754	723	707	765	819	828	220	310	256	236
<i>Sólidos Totales Disueltos (mg/L)</i>	318	335	492	377	281	365	377	362	354	383	410	410	110	155	128	118

**Tabla 1.** pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales de las lagunas de El Renacer de la Laguna y Parque Criollo. I: invierno, P: Primavera, V: verano, O: otoño.

Los valores promedios de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales STD (**Tabla 1**), en la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna varían de 562 a 828  $\mu\text{Scm}^{-1}$  y de 318 a 426 mg/l, respectivamente. En la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo, los valores oscilan de 220 a 256  $\mu\text{Scm}^{-1}$  de conductividad eléctrica y de 110 a 155 mg/L de STD. Las dos lagunas presentan un incremento estacional en verano. La laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna presenta los valores extremos de ambos parámetros, los cuales están estrechamente relacionados con la salinidad de las aguas, además, de ser parámetros claves en la evaluación de la calidad del agua.

La dureza total como se puede observar en la **Tabla 2** varían en el punto 1 de 108 mg/L a 167 mg/L, en el punto 2 de 135 mg/L a 239 mg/L y en el punto 3 de 135 mg/L a 227 mg/L, en las estaciones medidas, siendo el punto 2 el de mayor concentración. En la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo los valores de dureza total se encuentran entre 13 a 24 mg/L. Los cloruros y sulfatos oscilan de 42 a 102 mg/L y de 40 a 95 mg/L, respectivamente en la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna y de 12 a 31 mg/L y de por debajo del límite de detección (0,001) a 39,10 mg/L, respectivamente en la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo. Ambas lagunas muestran una disminución estacional de cloruros a partir de la primavera hasta el otoño.

El nitrógeno se encuentra principalmente como nitrito  $\text{NO}_2^-$ , nitrato  $\text{NO}_3^-$  y amonio  $\text{NH}_4^+$ , en los sistemas acuáticos. Los iones de nitrito son considerados como los mayores responsables de toxicidad en organismos acuáticos y animales (Marín, 2008; Claros, 2012). Además, de ser un indicador importante de contaminación de aguas naturales por heces (Mustafá *et al.*, 2007).

La laguna del Renacer de la Laguna y Parque Criollo presentan valores de  $\text{NO}_2^-$  por debajo del límite de detección en invierno y primavera. En verano los valores oscilan de 5 a 7 mg/L y de 10 a 12 mg/L en otoño en el Renacer de la Laguna y de 12 a 16,5 mg/L estacionalmente en la laguna del Parque Criollo.

Los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) son uno de los principales nutrientes, estimuladores del crecimiento de macrófitos y fitoplancton en el agua (Mikuška y Večeřa, 2003), lo que posee gran impacto en la salud humana y el ambiente (Claros, 2012; Alahi y Mukhopadhyay *et al.*, 2018). Los  $\text{NO}_3^-$  presentan un comportamiento distinto que los  $\text{NO}_2^-$ , mostrando los niveles extremos en invierno (58,73 mg/L) y primavera (53,57 mg/L), específicamente en el punto 2 del Renacer de la Laguna. La laguna del Parque Criollo se encuentra por debajo del límite de detección (<0,02) hasta los 17,27 mg/L. Los valores de  $\text{NO}_3^-$  disminuyen en ambas lagunas para verano y otoño.

Las altas concentraciones de amonio pueden tener grandes consecuencias ecológicas por la disminución de oxígeno disuelto en el agua causada por el proceso de oxidación, además, de indicar alteraciones en el ciclo normal de nitrógeno por contaminación antropogénica (Roldán y Ramírez, 2008; Lin *et al.*, 2019). Los valores de  $\text{NH}_4^+$  en la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna oscilan de 0,57 a 1,02 mg/L en invierno y de 0,03 a 0,06 mg/L en verano, presentando niveles de  $\text{NH}_4^+$  por debajo del límite de detección en primavera y otoño. La laguna de la Reserva Natural Parque Criollo registra valores de  $\text{NH}_4^+$  que varían de por debajo del límite de detección hasta 6,50 mg/L (**Tabla 2**).

El fósforo es un elemento esencial para el crecimiento y el transporte de energía en los organismos vivos (Roldán y Ramírez, 2008; Conzonno, 2009). La laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna presenta valores de fosfatos por debajo del límite de detección (<0,001) en invierno y primavera. En verano los valores oscilan entre 0,06 y 0,14 mg/L y en otoño se registran valores de 0,04 mg/L de fósforo disuelto. Mostrando un aumento en los niveles de  $\text{PO}_4^{3-}$  en verano. Los valores de  $\text{PO}_4^{3-}$  en la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo varían de 0,21 a 1,24 (**Tabla 2**).

Parámetros	El Renacer de la Laguna															
	P1				P2				P3				Parque Criollo			
	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O
Dureza total (mg/L)	156	167	108	142	144	239	134	155	187	227	135	180	24	13	18	15
Cloruros (mg/L)	102	57	53	55	99	60	50	42	94	56	50	49	31	12	19	14
Sulfatos (mg/L)	40	56	48	50	73	56	44	40	95	62	50	43	9	<0,001	<0,001	19
Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (mg/L)	4,57	10,03	<0,01	9,74	58,73	53,57	0,04	15,94	17,41	34,38	0,04	22,58	17,27	15,64	<0,01	3,10
Nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) (mg/L)	<0,015	<0,015	5,00	10,00	<0,015	<0,015	6,00	12,00	<0,015	<0,015	7,00	12,00	<0,015	<0,015	12,00	16,50
Amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) (mg/L)	1,02	<0,02	0,05	<0,02	0,57	<0,02	0,06	<0,02	0,59	<0,02	0,03	<0,02	6,50	<0,02	0,08	<0,02
Fósforo Disuelto (mg/L)	<0,001	<0,001	0,14	0,04	<0,001	0,07	0,07	0,04	<0,001	0,06	0,06	0,04	0,65	<0,001	1,24	0,21

**Tabla 2.** Dureza total, cloruros, sulfatos, nitratos, nitritos, amonio y fósforo disuelto de las lagunas de El Renacer de la Laguna y Parque Criollo. I: invierno, P: Primavera, V: verano, O: otoño. LD.: límite de detección

El Nitrógeno (N) y el Fósforo (P), son considerados agentes causales del sobre enriquecimiento de fitoplancton y el agotamiento de oxígeno en los ecosistemas acuáticos (Conley *et al.*, 2009; Williams *et al.*, 2011; Tong *et al.*, 2021). Debido a su estrecha relación con el proceso de eutrofización y los cambios en niveles tróficos de los cuerpos de agua, (Roldán y Ramírez, 2008; Conzonno, 2009; Escobedo, 2010; William *et al.*, 2011; García, 2012; Ricárdez *et al.*, 2016; Degano *et al.*, 2016; Katsuki *et al.*, 2019; Tong *et al.*, 2021).

Los valores de nitrógeno total estimado en la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna varían de 11,66 a 23,64 mg/L en invierno, de 20,91 a 111,69 mg/l en primavera, de 10,53 a 14,74 mg/L en verano y de 41,16 a 72,10 mg/L en otoño. En la Reserva Natural Parque Criollo los valores de Nt estimado oscilan entre 25,19 mg/L y 49,56 mg/L. Como se puede observar en la Fig. 1 los valores mínimos se dan en verano en las lagunas estudiadas.

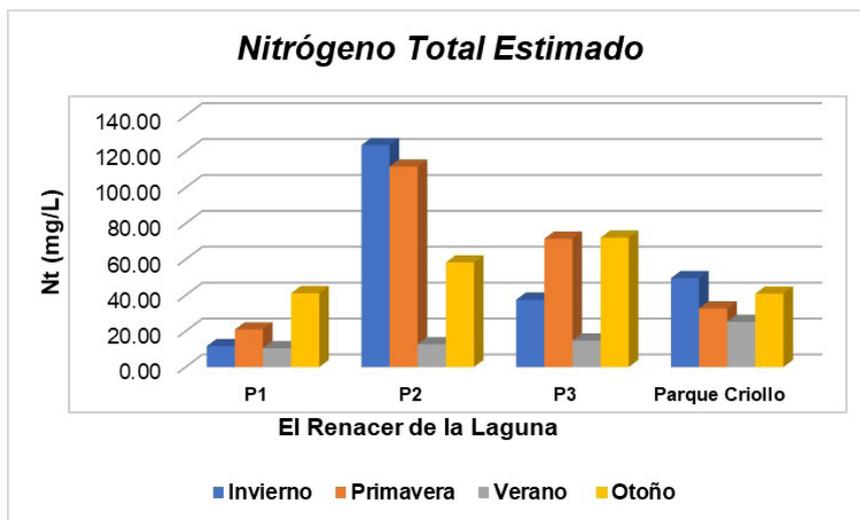


Figura 1. Valores estacionales de Nitrógeno Total (mg/L) en las Reservas El Renacer de la Laguna y Parque Criollo

El fósforo (P) es considerado en muchas ocasiones como el nutriente limitante dominante en los sistemas de agua dulce, y como un control clave en las floraciones de algas nocivas y en la productividad de los ecosistemas acuáticos (Abell *et al.*, 2010). En la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna se encuentran valores de fósforo total por debajo del límite de detección (<0,001) 0,24mg/L. Los valores de Pt en la laguna de la Reserva Natural de Parque Criollo son mayores que en la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna y varían entre 0,23 a 0,59 mg/L Fig. 2. Ambas lagunas muestran cambios estacionales, aumentando sustancialmente en verano y otoño.

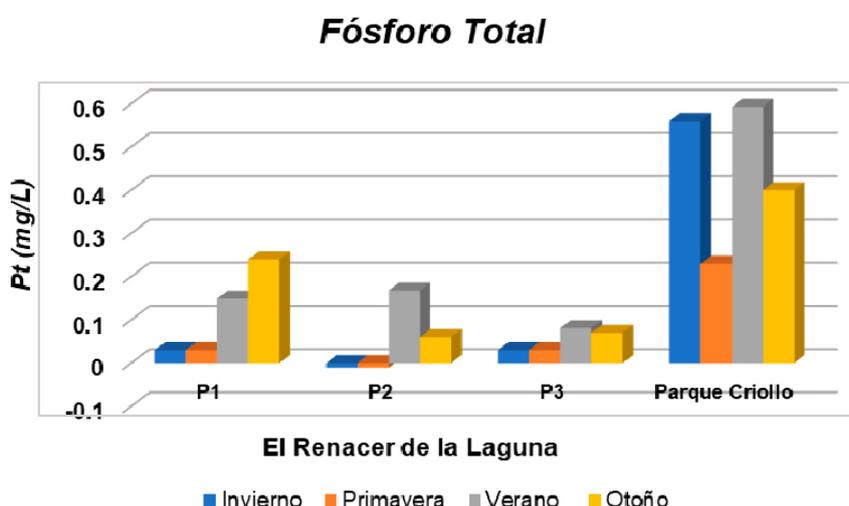


Figura 2. Valores estacionales de Fósforo Total (mg/L) en las Reservas "El Renacer de la Laguna y Parque Criollo".

El nitrógeno y fósforo total gracias a las posibles interconversiones que ocurren en el cumplimiento de sus ciclos, ofrecen la idea de la concentración potencial de nutrientes inorgánicos, por lo que constituyen parámetros directamente involucrados en el estado trófico de los cuerpos de agua (Conzonno, 2009). La relación molar N:P está relacionada con la producción de biomasa en los sistemas acuáticos (Flynn, 2002; Choi y Lee, 2015). El cálculo de la relación molar N:P estimada (**Tabla 3**) muestra valores en la laguna de la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna que oscilan de 2,49 a 84,46 a lo largo de las distintas estaciones. Mientras que la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo presenta una relación N:P estimada más baja (1,51-5,02).

El nutriente limitante en la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna varía estacionalmente, en el invierno en el punto 1, el nutriente limitante puede ser tanto el N como el P, en la primavera, verano y otoño es el N. En el punto 2, en invierno, primavera y verano el nutriente limitante es el N y en otoño es el P. Y en el punto 3 en el invierno, primavera y otoño el nutriente limitante es el P y para el verano es el N. En la Reserva Natural Parque Criollo el nutriente limitante es el N para todas las estaciones a lo largo del año (**Tabla 3**). Los estados tróficos en la laguna del Renacer de la Laguna varían de eutrófico a hipertrófico según la propuesta de (1980).

La laguna del Parque Criollo presenta estados hipertróficos en todas las estaciones medidas. Estos estados tróficos coinciden con las principales características de las lagunas pampásicas y sistemas lóticos de la región pampeana Argentina (Quirós *et al.*, 2002; Schenone *et al.*, 2007; Bohn *et al.*, 2012; Volpedo y Fernández, 2013; Cony *et al.*, 2016).

El cálculo de la relación molar N:P estimada muestra que el estado trófico de la laguna de la Reserva Natural Parque Criollo es hipertrófico en las cuatro estaciones estudiadas. El efecto de resuspensión del sedimento por acción del viento es un factor importante en el funcionamiento de las lagunas pampásicas (Quirós *et al.*, 2006). Considerando que la laguna de esta reserva posee una morfología mayormente uniforme con poca profundidad, este efecto da lugar a mayores concentraciones de P en el agua, unido al aporte de P proveniente de las actividades agropecuarias, especialmente ganaderas que se dan a sus alrededores. La alternancia de períodos de déficit y exceso de precipitaciones típicos de la región (Bohn *et al.*, 2012), además, de las grandes superficies destinadas a la agricultura donde se utilizan fertilizantes nitrogenados y fosfatados (Van *et al.*, 2018), también pueden afectar la calidad del agua de este cuerpo de agua.

	Laguna	Nt*	Pt	NT	N:P	NL
Invierno	<b>El Renacer de la Laguna</b>					
	P1	11,66	0,03	E	13,76	N/P
	P2	123,64	<0,001	H	---	N
	P3	37,53	0,03	E	44,32	P
	<b>Parque Criollo</b>					
		49,56	0,56	H	3,14	N
Primavera	<b>El Renacer de la Laguna</b>					
	P1	20,91	0,03	E	24,70	P
	P2	111,69	<0,001	H	---	N
	P3	71,52	0,03	E	84,46	P
	<b>Parque Criollo</b>					
		32,61	0,23	H	5,02	N
Verano	<b>El Renacer de la Laguna</b>					
	P1	10,53	0,15	H	2,49	N
	P2	12,72	0,17	H	2,65	N
	P3	14,74	0,08	E	6,53	N
	<b>Parque Criollo</b>					
		25,19	0,59	H	1,51	N
Otoño	<b>El Renacer de la Laguna</b>					
	P1	41,16	0,24	H	6,08	N
	P2	58,25	0,06	E	34,40	P
	P3	72,10	0,07	E	36,49	P
	<b>Parque Criollo</b>					
		40,87	0,40	H	3,62	N

**Tabla 3.** Valores de la relación N:P, Nt: Nitrógeno Total (mg/L) y Pt: Fósforo Total (mg/L) y el NL: nutriente limitante, en las reservas naturales "El Renacer de la Laguna" y "Parque Criollo". LD: límite de detección

## Conclusiones

Los resultados de este trabajo evidencian que los parámetros fisicoquímicos y los aportes de Nitrógeno y Fósforo varían estacionalmente en la Reserva Ecológica El Renacer de la Laguna y la Reserva Natural Parque Criollo. Por otro lado, con relación al estado trófico, los resultados muestran que ambas lagunas presentan una clara tendencia a poseer un estado altamente hipertrófico, lo que propiciaría la presencia de problemas ambientales (zonas hipóxicas, floraciones de algas nocivas, degradación de los valores culturales y sociales, entre otros). Este estado eutrófico es similar a otras lagunas pampásicas de la Argentina. Debido a esto se debería elaborar un plan de manejo de estas reservas que incluya medidas de control en estos cuerpos de aguas, para evitar el deterioro continuo de la calidad de agua de las lagunas estudiadas. En dichos planes cuya elaboración debiera ser participativa y consensuada se deben establecer los objetivos, políticas y metas de conservación de estas áreas protegidas, deben incluir programas especiales de monitoreo de la calidad de agua de las lagunas, la implementación de una zonificación de espacios según sus usos y enmarcar medidas a seguir para el cumplimiento de los objetivos de creación de las reservas naturales urbanas El Renacer de la Laguna y Parque Criollo.

## Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires, la Facultad de Ciencias Veterinarias, al Centro de Estudios Transdisciplinario del Agua, al CONICET y la SENACYT- IFARHU por el apoyo financiero de este trabajo. Al Municipio de San Antonio de Areco y los empleados del Parque Criollo por su colaboración en los muestreos.

## Bibliografía

- Abell, J., Özkundakci, D. y Hamilton, D. (2010). Nitrogen and Phosphorus Limitation of Phytoplankton Growth in New Zealand Lakes: Implications for Eutrophication Control. *Ecosystems*. Vol. 13. 966–977 pp. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9367-9>
- Alahi, M.; Mukhopadhyay, M. (2018). Detection methods of Nitrate in water: A Review. *Sensors and Actuators A: Physical*. <https://doi.org/10.1016/j.sna.2018.07.026>
- Bricker, S., Ferreira, J. y Simas, T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*. Vol. 169. 39-60 pp. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00199-6)
- Bohn, V., Pícolo, M., Pratalongo, P. y Perillo, G. (2012). Evaluación del estado trófico de dos lagunas pampeanas (Argentina). *Ecología*. Vol. 24. 11-26 pp. [https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/77948107/EVALUACION\\_DEL\\_ESTADO\\_TRFICO\\_DE\\_DOS\\_LAGUNAS20220103-806](https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/77948107/EVALUACION_DEL_ESTADO_TRFICO_DE_DOS_LAGUNAS20220103-806)
- Buitrago, F. (2013). Áreas Protegida de Nicaragua Primer Tomo: Región del Pacífico. [Archivo PDF]. [https://fundenic.org/uploads/3/6/4/8/36486485/areas\\_protegidas\\_pacifico\\_nicaragua\\_2013\\_web\\_.pdf](https://fundenic.org/uploads/3/6/4/8/36486485/areas_protegidas_pacifico_nicaragua_2013_web_.pdf)
- Centro de Educación y Gestión Ambiental (CEGA). (2020). Gestión ambiental en la reserva natural urbana El Renacer de la Laguna. [Diapositivas de PowerPoint]. [Imagen].
- Chebez, J., De Araza, F., Cister, M., Cufre, A., Ferrer, D., Ganduglia, O., Lipps, E., Martínez, M., Capodoglio, y Murga, M. (2007). Plan de Manejo de la Reserva Natural Municipal del Pilar. [Archivo PDF]. <https://www.fundacionazara.org.ar/img/otras-publicaciones/plan-de-manejo-reserva-de-pilar.pdf>
- Chimento, M. (15 de mayo de 2021). San Antonio de Areco y su reserva natural. *El Agrario*. <https://www.elagrario.com/actualidad-san-antonio-de-areco-y-su-reserva-natural-48664.html>
- Choi, H.; Lee, S. (2015). Effect of the N/P ratio on biomass productivity and nutrient removal from municipal wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 761–766 pp. <https://doi.org/10.1007/s00449-014-1317-z>
- Claros, J. (2012). Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. [Tesis de Doctorado, Universitat Politècnica Valencia]. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/17653/tesisUPV3951.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Conley, D., Paerl, H., Howarth, R., Boesch, D., Seitzinger, S., Havens, K., Lancelot, C. y Likens, G. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*. Vol. 323. 1014-1015 pp. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- Cony, N., Ferrer, N., Martínez, A. y Cáceres, E. (2016). Productividad, estado trófico y dinámica fitoplanctónica en la laguna Sauce Grande y su afluente homónimo (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*. Vol. 31. 50-62 pp. [https://digital.cic.gba.gov.ar/bitstream/handle/11746/4644/11746\\_4644.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://digital.cic.gba.gov.ar/bitstream/handle/11746/4644/11746_4644.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Conzonno, V. (2009). *Limnología Química*. Editorial de la Universidad de la Plata. 1ª edición. 222 pp.
- Degano, M., Rodríguez, M., Ruiz, M., Halac, S., Ruibal, A., Arán, D., Sada, C., Dasso, C. y Piovano, E. (2016). Estudio preliminar paleolimnológico del Embalse San Roque (Córdoba, Argentina). [Archivo PDF]. 14 pp. [https://www.ina.gov.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH\\_2016\\_paper\\_84.pdf](https://www.ina.gov.ar/ifrh-2016/trabajos/IFRH_2016_paper_84.pdf)
- Escobedo, D. (2010). Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis doctoral, Instituto Politécnico Nacional. [La Paz, México]. 273 pp. <http://repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/13506>
- Ferrari, S., Berthe, C. y Navarro, V. (2016). Efectividad de manejo en reservas naturales urbanas de la Patagonia Austral y recomendaciones para mejorar su gestión turística. *Revista Turydes: Turismo y Desarrollo*. <http://www.eumed.net/rev/turydes/20/patagonia.html>
- Flynn, K. (2002). How critical is the critical N:Pratio? *Journal of Phycology*. Vol. 38. 961–970 pp. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.0101-1-01235.x>
- García, A., Reyes, M., Alvarado, L., González, L., Antuna, D., Vázquez, E., Méndez, M., Quintos, M. y Herrera, A. (2012). Cloruros totales en el agua de abastecimiento. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional. Durango, México. <https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/8825/1/clorurosnov12.pdf>
- Katsuki, K., Seto, K., Tsujimoto, A., Takata, H. y Sonoda, T. (2019). Relationship between regional climate change and primary ecosystem characteristics in a lagoon undergoing anthropogenic eutrophication, Lake Mokoto, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. ISSN: 0272-7714. Vol. 222. 205-213 pp. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.04.016>
- Lin, K., Zhu, Y., Zhang, Y. y Lin, H. (2019). Determination of ammonia nitrogen in natural waters: Recent advances and applications. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*. Vol. 24. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00073>.
- Mariñelarena, A.; Conzonno, V. (1997). Chemical characteristics and trophic status of Lobos Pond (Bs. As., Argentina). *Natura Neotropicalis*. Vol. 28. 7-13 pp. <https://doi.org/10.14409/natura.v1i28.3692>
- Mikuška, P.; Večeřa, Z. (2003). Simultaneous determination of nitrite and nitrate in water by chemiluminescent flow-injection analysis. *Analytica Chimica Acta*. Vol. 495. 225-232 pp. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2003.08.013>.
- Morales, B.; Chávez, G. (2010). Estimación de la carga de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje superficial del río Tepenaguasapa. *Nexo*, 23 (2010) 1818-6742. 18- 26 pp. [https://www.researchgate.net/publication/44288364\\_Estimacion\\_de\\_la\\_carga\\_de\\_nutrientes\\_procedentes\\_de\\_la\\_cuenca\\_de\\_drenaje\\_superficial\\_del\\_rio\\_Tepenaguasapa](https://www.researchgate.net/publication/44288364_Estimacion_de_la_carga_de_nutrientes_procedentes_de_la_cuenca_de_drenaje_superficial_del_rio_Tepenaguasapa).
- Newton, A., Icelyb, J., Falcaoc, M., Nobred, A., Nunesd, J., Ferreirad, J. y Valec, C. (2003). Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research* 23 (2003) 1945–1961 pp. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2003.06.008>
- Organización de las Naciones Unidas. (2014). Gestión integrada de los Recursos Hídricos. <https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/iwrm.shtml>
- Perdomo, C. (2013). Estimación de aportes difusos de Nitrógeno y Fósforo a aguas superficiales desde suelos bajo uso agropecuario. [Archivo PDF].
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. El agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos. 147 pp. <https://www.agro.uba.ar/users/quiros/Eutrofizacion/EutroArgentina.pdf>
- Quirós, R., Rosso, J., Rennella, A., Sosnovsky, A. y Boveri, M. (2002). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*. Vol. 27. <https://www.agro.uba.ar/users/quiros/Eutrofizacion/Quirosetal2002a.pdf>
- Ricárdez, G., López, G., Bautista, R. y Torres, C. (2016). Laguna de las ilusiones y su entorno urbano: aguas residuales, urbanas y sedimentos. *Kuxulkab'*, 22(43) : 2448-508X. 27-38 pp. <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a22n43.146>
- Roldán, G.; Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de la Limnología Neotropical*. Universidad de Antioquía. <https://books.google.com.ar/>

[books](#)

Schenone, N., Volpedo, A. y Fernández, A. (2007). Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixo-halino de Bahía Samborondón (Argentina). AIL, 27 (1) : 65- 72 (2008). [Archivo PDF]. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2663870>

Sonosvky, A.; Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. Ecología Austral. Vol. 16. 115-124 pp. [http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia\\_Austral/article/view/1436](http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1436)

Tong, Y., Sol, J., Uddin, M., Kong, X., Lin, Y., Wang, M., Zhang, H., Xu, X y Wu, Z. (2021). Perspectives and challenges of applying the water-food-energy nexus approach to lake eutrophication modelling. Water Security. Vol.14. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2021.100095>.

Van, N., Seehaus, M., Gabioud, E., Oszust, J., Wilson, M. y Sasal, M. (2018). Nitrógeno y Fósforo en agua superficial y subterránea en secuencia maíz, trigo/soja a escala de microcuenca. [Archivo PDF]. [https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_nitrogeno\\_fosforo\\_agua\\_superficial\\_subterranea.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_nitrogeno_fosforo_agua_superficial_subterranea.pdf)

Volpedo, A.; Fernández, C. (2013). El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. Número Especial I: Aguas. Asociación de Universidades Grupo Montevideo. Vol. 5. <http://revistas.unlp.edu.ar/index.php/domus/issue/current/showToc>

William, M., Wurtsbaugh, W. y Paerl, H. (2011). Rationale for Control of Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus to Reduce Eutrophication of Inland Waters. Environmental Science & Technology. Vol. 24. <https://doi.org/10.1021/es202401p>



# La hidrofobicidad ¿se modifica en suelos afectados por incendios?

RUBENACKER A. 1\*, DIONISI C. 1 Y VETTORELLO C. 1

1FCA-UNC. Aldo Marrone 743. Ciudad Universitaria, Córdoba.

\*arubenac@agro.unc.edu.ar

## Resumen

La repelencia al agua ( $W_r$ ) del suelo es una propiedad que reduce la capacidad de infiltración y tiene importantes consecuencias hidrológicas, aparece frecuentemente tras un incendio y es controlada por factores como temperaturas alcanzadas, cantidad y tipo de combustible.

El objetivo del estudio fue analizar el desarrollo de  $W_r$  en suelos quemados y su relación con la cantidad y calidad de la materia orgánica superficial aportada por distintas especies vegetales. Se muestrearon suelos afectados por incendios (Q) y sin quemar (T), en pinares implantados (P) y monte nativo (M); además, dos sitios agrícolas, maíz (Mz) y soja (S). Se determinó  $W_r$  y lípidos libres (Fap). Teniendo en cuenta la cantidad y calidad de los restos vegetales superficiales,

$W_r$  cambió y se desarrolló en P-Q y M-Q. En M-Q el incendio alcanzó la mayor temperatura entre todos los sitios estudiados, dada la calidad y cantidad de combustible presentes, exponiendo una disminución del carbono orgánico total (COT), acompañado del aumento de Fap y desarrollo  $W_r$ , lo que produce fusión de los agregados. En Mz-Q y S-Q no se desarrolló  $W_r$  y Fap tuvo un comportamiento contrario a las leñosas. En S-T se presentó el mayor valor de Fap y el menor en S-Q, indicando que la temperatura del incendio y el tiempo de permanencia del fuego no alcanzó para desarrollar  $W_r$ . Las calidades de la materia orgánica afectaron a las muestras de suelo de P y M, tomadas bajo especies forestales mostrando los mayores valores desarrollados de  $W_r$  luego del incendio.

## Palabras clave

repelencia, restos vegetales, fuego

## Introducción

La repelencia al agua ( $W_r$ ) es una propiedad de los suelos que reduce su capacidad de infiltración y tiene importantes consecuencias hidrológicas y geomorfológicas. Dicha característica aparece frecuentemente tras un incendio y es controlada por factores como temperaturas alcanzadas, cantidad y tipo de combustible, entre otros.

Los impactos de un incendio son, entre otros, la alteración de la cubierta y composición de la vegetación, lo que modifica a los procesos geomorfológicos y la degradación de los suelos. Las propiedades edáficas se ven afectadas en suelos degradados de la provincia de Córdoba (Rubenacker *et al.*, 2011). La estructura del suelo es una de las propiedades edáficas más perturbadas por los eventos de fuego, ya que influye directamente sobre algunos factores como materia orgánica (MO), repelencia al agua ( $W_r$ ), poblaciones microbianas, minerales de intercambio, entre otras (Mataix-Solera *et al.*, 2010). La estabilidad de los agregados (%AS) está asociada en gran medida a componentes orgánicos e inorgánicos del suelo, como la cantidad y calidad de materia orgánica (Oades, 1993) el contenido de arcilla y su mineralogía (Jiménez-Pinilla *et al.*, 2016) y proporciona información clave sobre diferentes funciones edáficas que definen la calidad del recurso suelo (Chrenková *et al.*, 2014; Brevik *et al.*, 2015). Otra propiedad muy afectada por el fuego es el contenido y composición de la materia orgánica del suelo. La materia orgánica (MO) es un componente clave en los suelos forestales, influye directa y/o indirectamente sobre prácticamente todas las propiedades químicas y físicas del suelo y está asociada a factores bióticos como microorganismos y plantas (Vergnoux *et al.*, 2011). La MO del suelo está constituida por residuos orgánicos con distintos grados de transformaciones químicas, formando agregados y derivados de distintos pesos y tamaños moleculares (Pan *et al.*, 2017). Los incendios de baja intensidad y severidad, pueden acumular materia vegetal semipirolizada en la superficie, aumentando el carbono orgánico total en el suelo lo que promueve la vegetación herbácea, al incrementarse la disponibilidad de nutrientes, originando que el bosque sea un hábitat más sano. A mayor temperatura, el contenido de la materia orgánica superficial puede disminuir aún más y sufrir cambios que le originen mayor resistencia a la descomposición biológica, aumentando la relación C/N por el aporte de biomasa en forma de cenizas y material carbonizado. La elevada temperatura provoca agregados estables del suelo y de los ácidos fúlvicos, produciéndose también un aumento en el contenido de los AH y de las huminas (Mataix-Solera and Cerdá, 2009; Bodi *et al.*, 2012; González-Pérez *et al.*, 2004; Jiménez-Morillo *et al.*, 2016).

Las sustancias húmicas pueden dividirse en tres fracciones principales en función del proceso de humificación de los compuestos, ellas son: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas, ordenados de menor a mayor grado transformación. El calentamiento genera disminución de las cantidades de ácidos fúlvicos y ácidos húmicos; además, del aumento de las cantidades de humina y carbón negro (Katsumi *et al.*, 2016; Jiménez-Morillo *et al.*, 2016; Knicker, 2011).

La  $W_r$  ha sido observada en suelos forestales bajo diferentes condiciones climáticas, tipos de suelo y cubierta vegetal. Este fenómeno es particularmente llamativo en ambientes semiáridos donde el agua se considerada uno de los factores controladores del funcionamiento en los ecosistemas. Esta característica tiene influencia en el crecimiento de las plantas (Doerr *et al.*, 2000; Rodríguez-Iturbe *et al.*, 2000) estimándose, a veces, que ellas pueden producir  $W_r$  como una estrategia ecológica para conservar el agua en profundidad. Entre los géneros *Pinus*, *Quercus*, entre otros, la literatura enfatiza en la relación que hay, especialmente, entre el contenido de la fracción lipídica y la hidrofobicidad con la calidad de la materia orgánica del suelo (MO) (Mataix-Solera *et al.*, 2007; Arcenegui *et al.*, 2008; González-Pérez *et al.*, 2004; Almendros *et al.*, 1988).

Cuando la intensidad y severidad del incendio es elevada, la porosidad y capacidad de retención de agua se ve disminuida al cambiar la estructura del suelo y con ello, un marcado empobrecimiento en la MOS. Durante los eventos de fuego se observa que los restos vegetales predominantemente lignocelulósicos acumulan productos como lípidos, carbohidratos coloidales y compuestos nitrogenados (Almendros, 2000) y una estrategia válida para monitorear cambios en la materia orgánica en el mediano plazo, podría estar basado en la evaluación de la dinámica cualitativa de las fracciones orgánicas y en la neoformación de especies con diferentes estabildades químicas y capacidades de biodegradación (Zancada *et al.*, 2004; Rubenacker *et al.*, 2012). Estas modificaciones producen cambios específicos en la calidad de la MO, se incrementa la resistencia a la biodegradación y disminuye la solubilidad, tanto en solventes polares como apolares. En la MOS se generan cambios, como como el incremento en  $W_r$ , la disminución o desaparición de las propiedades coloidales y cambios en la resistencia a la alteración biológica o química, propiedades que pueden ser determinadas. Esto condiciona el comportamiento físico-químico del suelo, la permeabilidad, la capacidad de

retención hídrica, la distribución del tamaño de poros, la capacidad de intercambio de iones y de almacenamiento de MO, siendo estas algunas de las características del suelo más estrechamente relacionadas con las propiedades físicas (Taboada y Álvarez, 2008; USDA-NRSC, 2014). Es por ello que para estimar la alteración producida, en el suelo y en sus componentes por los eventos de fuego, es necesario estudiar varios parámetros edáficos sensibles (físicos, químicos y fisicoquímicos) para obtener resultados y conclusiones que permitan sugerir soluciones (Vergnoux *et al.*, 2009) por el estado post-incendio (Hedo *et al.*, 2015) incluyendo monitoreo a los cambios en la MO del suelo basada en la dinámica cualitativa de sus fracciones (Zancada *et al.*, 2004).

Los antecedentes expuestos permiten definir el objetivo que es analizar los cambios de  $W_r$  en suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales en la provincia de Córdoba.

## Materiales y Métodos

### Zona de estudio

Las zonas afectadas por incendios, con distintos restos vegetales, seleccionadas para este estudio están situadas al centro-oeste y al noroeste de la provincia de Córdoba (Argentina). Se seleccionaron cuatro sitios, dos correspondientes a forestales y dos representativos de manejos agrícola, en los que se tomaron muestras del horizonte superficial en cada uno de los suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales y sus correspondientes testigos.

Uno de los sitios forestales está al SO de la provincia, se sitúa en la localidad de San Agustín (Departamento Calamuchita). Y el suelo fue clasificado según *Claves para la Taxonomía de Suelos* (2014) como Ustorthent típico, con pendientes de entre 15 y 20 %. Este suelo se denominará en adelante P. El otro sitio forestal, se ubica al NO de la provincia, en la localidad de Avellaneda (Departamento Totoral). La clasificación taxonómica de este suelo corresponde a un Ustorthent lítico, con una pendiente entre 3 y 4 %. Este suelo se denominará en adelante M. En ésta misma ubicación (NO de la provincia) se seleccionó un sitio agrícola con rastrojo de soja (*Glycine max* L. Merr) manejado mediante siembra directa, cuyo suelo fue clasificado taxonómicamente como Argiustol típico, con una pendiente del 0,6 al 1,6 %. Este suelo se denominará en adelante S. El segundo sitio con manejo agrícola está ubicado en la zona central de la provincia, en la localidad de Capilla de los Remedios (Departamento Río Primero). Este sitio ha sido manejado con siembra directa, con más de 12 años de historia con residuos de cultivo de maíz (*Zea mays* L.). El suelo fue clasificado taxonómicamente como Haplustol típico, con una pendiente menor a 0,5%. Este suelo se denominará en adelante Mz.

### Toma de muestras

En cada sitio las muestras fueron extraídas 15 días después de ocurrir el evento de fuego. En ningún caso ocurrieron precipitaciones previo a la toma de muestras. Las muestras fueron extraídas manteniendo los restos orgánicos en superficie tanto en los testigos, T (zonas adyacentes no quemadas como control, representantes de las condiciones naturales del suelo previas al incendio) como en las procedentes de los suelos quemados Q, con el propósito de analizar la influencia de las especies vegetales presentes sobre las propiedades edáficas a evaluar. Las muestras se recogieron a la profundidad de 0-0,05 m por ser la zona más afectada por el fuego (Cerdá y Jordán, 2010). Se tomaron 3 muestras compuestas representativas (formadas por quince submuestras cada una) de la capa superficial de cada sitio. El diseño experimental se realizó con estructura factorial para todos los tratamientos (sitios) con distintos restos vegetales en P, M, S y Mz, en el marco de un diseño completamente aleatorio (Di Rienzo *et al.*, 2018).

## Métodos

### Carbono orgánico total

La determinación de carbono orgánico total (COT) se realizó por calcinación de acuerdo con la técnica propuesta por Abad *et al.*, (2002).

## Carbono de las fracciones húmicas

Se cuantificó el contenido de carbono de las fracciones húmicas mediante la técnica propuesta por Sims y Haby (1971). Luego de cuantificar el contenido de carbono de cada una de las fracciones, se informó como porcentaje en función del COT de cada sitio.

### Fración liviana del carbono

Se realizó la determinación de la fracción liviana del carbono (FL) según Janzen *et al.* (1992).

### Fración apolar

Los lípidos libres del suelo (Fración apolar, Fap) fueron determinados según la técnica propuesta por Zancada *et al.* (2004).

## Estabilidad de los agregados

La estabilidad de los agregados (AS) de todos los materiales se realizó según el método de lluvia simulada desarrollado por Roldán *et al.*, (1994b).

Los resultados de %AS se interpretan según Ramos y Nacci (1997):

<b>elevada</b>	<b>&gt; 75</b>
<b>media</b>	<b>50-60</b>
<b>baja</b>	<b>&lt; 50</b>

## Repelencia del suelo al agua

La repelencia del suelo al agua ( $W_r$ ) se midió mediante el Tiempo de Penetración de la Gota de Agua (WDPT) según la metodología propuesta por Wessel (1988), Bisdorn *et al.* (1993) y Doerr *et al.* (2005a). La repelencia al agua de una muestra se mide por el tiempo que demora en penetrar la gota de agua en el suelo (WDPT).

Un suelo se considera repelente al agua cuando el WDPT supera los 5 s. El WDPT puede aumentar a más de 3600 s en un suelo extremadamente repelente al agua (Dekker y Jungerius, 1990). Según los valores de WDPT se definen las clases de  $W_r$ , para obtenerlas se debe calcular el valor del log10 del "Tiempo de Penetración de la Gota de Agua" (WDPT). La clasificación es la siguiente:

WDPT (s)	log WDPT	Clases	
< 5	-	Humectable	Wettable
5-60	0,7-1,78	Hidrofobicidad leve	Slightly water repellent
60-600	1,78-2,78	Hidrofobicidad fuerte	Strongly water repellent
600-3600	2,78-3,56	Hidrofobicidad severa	Severely water repellent
> 3600	>3,56	Hidrofobicidad extrema	Extremely water repellent

## Resultados y Discusión

### Repelencia del suelo al agua ( $W_r$ )

La superficie de un suelo repelente al agua puede ofrecer una resistencia de variada intensidad a la humectación, lo que hace que oscile el tiempo de infiltración del agua acumulada en la superficie, desde unos pocos segundos hasta

horas, días o semanas (Jordán *et al.*, 2010). Puede presentarse  $W_r$  en forma natural o luego de incendios, lo cual sugiere que el fuego en algunos casos puede inducir esta propiedad. La  $W_r$  ha sido observada en suelos agrícolas y forestales expuestos a distintos manejos, condiciones climáticas e incendios, estando influenciada por los residuos vegetales (Doerr *et al.*, 2000). Entre los impactos negativos de  $W_r$  se pueden mencionar la reducción en la velocidad de infiltración del suelo y la pérdida de nutrientes (Jordán *et al.*, 2010; Doerr *et al.*, 2009). Sin embargo, Blanco-Canqui y Lal (2009) afirmaron que  $W_r$  puede contribuir a un incremento en la estabilidad estructural y/o secuestro de carbono. Además, se ha sugerido que  $W_r$  se lo determine como indicador de calidad física del suelo (Blanco-Canqui y Lal, 2009; Jordan *et al.*, 2010).

En las muestras correspondientes a los sitios forestales P-T y M-T no se manifestó naturalmente la  $W_r$ . Luego del incendio, coincidiendo con Morales *et al.*, (2013), al desarrollar el mayor valor de  $W_r$  (2) en las muestras de P-Q (**Fig 1**), caracterizando a este suelo con una categoría de fuerte repelencia (strong 180) (Bisdorn *et al.*, 1993, ver tabla de clasificación de  $W_r$  en Materiales y Métodos). En el otro sitio forestal, M-Q el valor de dicha variable fue de 1,23 (**Fig 1**) que corresponde a la categoría de leve repelencia (slight 30), según Bisdorn *et al.*, (1993).

Suelos	CAF g100g <sup>-1</sup> COT	CAH g100g <sup>-1</sup> COT	COT g.kg <sup>-1</sup> suelo	FL (suelo) <sup>+</sup> g 100g <sup>-1</sup> suelo	Fap (Lípidos) g kg <sup>-1</sup>	%AS (agregados estables)
P-T	6,9a	12,3b	105,3a	5,97a	0,25a	82,7a
P-Q	7,9b	10,6a	127,7b	8,57b	0,50b	85,7b
M-T	7,7b	12,4a	116,5b	5,04a	0,20a	83,4a
M-Q	6,8a	14,3b	77,0a	13,08b	0,29b	88,3b
Mz-T	5,3a	5,6b	97,1a	0,60a	0,48b	62,8a
Mz-Q	6,9b	3,6a	108,7b	2,88b	0,33a	80,2b
S-T	8,1a	9,7a	76,7a	1,28a	0,61b	68,2a
S-Q	8,7b	10,8b	100,1b	2,17b	0,15a	70,1a

Tabla 1. Propiedades físicas y físico-químicas de los suelos T y Q

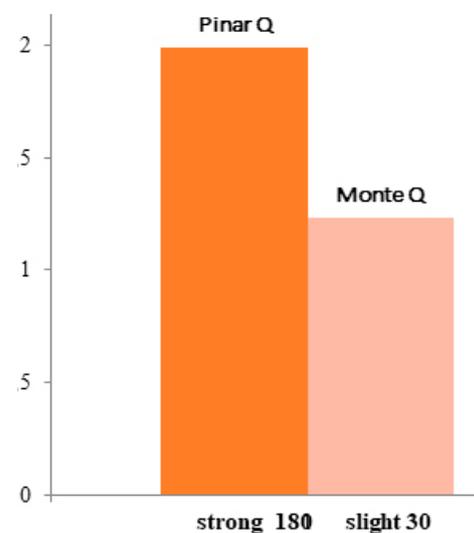


Figura 1. Hidrofobicidad desarrollada en suelos forestales incendiados

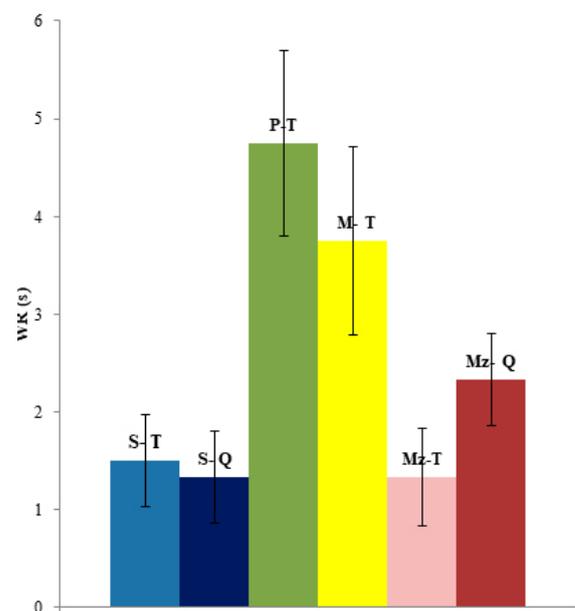


Figura 2. Suelos de sitios testigos y afectados por incendios humectables

El aspecto y grado de repelencia al agua están estrechamente relacionados con el contenido y calidad de la materia orgánica, los restos de plantas, con varios componentes del suelo, entre ellos macro y micro agregados (Bissdom *et al.*, 1993). En los suelos quemados estudiados se observó que la  $W_r$  tuvo alta y positiva correlación con COT (> 0,9), con el contenido de las fracciones carbono y con la  $F_{ap}$  (0,97) (Rubenacker *et al.*, 2013; 2018). Uno de los factores que controlan el grado de  $W_r$  es la temperatura alcanzada, afectando en forma determinante entre 200 y 250°C (Osborn *et al.*, 1964). Además, se ha comprobado que tanto el tipo de vegetación como la cantidad de combustible quemado influyen en el efecto del evento (Arcenegui *et al.*, 2007), asociadas a las propiedades del suelo como factores controladores del grado de  $W_r$  que se puede desarrollar como consecuencia de la combustión (Arcenegui *et al.*, 2007; Mataix-Solera *et al.*, 2008).

En la actualidad, existe una fuerte necesidad de caracterizar  $W_r$  en suelos agrícolas a escala regional, con distintos tipos de manejo y clima, y también el caso de suelos no laboreados, según lo sugieren Blanco-Canqui y Lal (2009), quienes sostienen que  $W_r$  tiene diferentes impactos sobre la %AS y el secuestro de carbono (Jordan *et al.*, 2010).

Los suelos testigos con uso agrícolas, Mz-T y S-T, no presentaron  $W_r$  ni aún después de los eventos de incendios (Fig 2), aún así esta propiedad se encuentra asociada a lotes cultivados, por ejemplo, en Australia, con lupinos (*Lupinus cosentinii* L.) (Carter *et al.*, 1994).

Diversos autores afirman que a medida que transcurre el tiempo, la  $W_r$  causada por los restos vegetales recién quemados, decrece debido a procesos de oxidación que incrementan la polaridad de los compuestos producidos por el incendio y modifica la capacidad de intercambio catiónico, retención de nutrientes y la solubilidad en agua del suelo (Hillscher *et al.*, 2009) y contrariamente a lo esperado, el fuego no afectaría la infiltración (Morales *et al.*, 2013).

## Estabilidad estructural de los agregados (%AS)

La estabilidad de los agregados del suelo (%AS) puede incrementar o disminuir debido a las condiciones climáticas, prácticas agrícolas y aportes de la materia orgánica fresca, a través del tiempo (García-Orenes *et al.*, 2012). La estabilización de los agregados del suelo depende de numerosos factores biológicos incluyendo biomasa microbiana del suelo, raíces de las plantas, C y N incorporado de la materia orgánica fresca, sustancias húmicas y compuestos producto de los microorganismos, entre otros.

Las prácticas de manejo del suelo como aradas, implantación de pasturas y eventos de incendios, entre otras, afectan la %AS modificando la actividad biológica del suelo a través de diferentes interacciones físicas y químicas entre los carbohidratos solubles, la glomalina (Lozano *et al.*, 2013) y cambios estructurales que involucran agregación (García-Orenes *et al.*, 2012). Mataix-Solera y Doerr (2004) y Goebel *et al.* (2005), indicaron que los incendios también pueden presentar efectos positivos como la mejora del almacenaje de C en el suelo y %AS.

Los mayores valores de %AS se cuantificaron en las muestras correspondientes a los sitios forestales testigos P-T y M-T, este último presenta el valor más alto (tabla 1), y hay una alta correlación entre %AS con el contenido de las distintas fracciones de carbono (desde +0,86 a 0,90) y con COT (+0,83) (Rubenacker *et al.*, 2012; 2018). En coincidencia con Cerdá and Sandoval, (2000), quienes sostienen que se produce una interacción entre la vegetación y %AS que puede ser atribuida a la protección que proporciona el material orgánico de la cobertura y la biota del suelo.

Después de los eventos de fuego, %AS en los sitios forestales, P-Q y M-Q, aumentó significativamente a valores de 85,7 y 88,3 respectivamente (tabla 1). Se producen variaciones en muchos parámetros edáficos debido a la temperatura alcanzada observándose cambios en %AS, los valores que se presentan, correlacionan negativamente con el contenido de COT (0,82), con las diferentes fracciones de carbono (oscilando entre 0,82 y 0,94) y de manera positiva con la FL(s) (0,85) (Rubenacker *et al.*, 2018). La correlación positiva entre %AS y FL(s) está de acuerdo con García-Orenes *et al.* (2012) quienes sostienen que esta variable edáfica es un buen indicador de la calidad del sistema suelo y sensible al tipo de vegetación.

Coincidiendo con Mataix-Solera and Doerr (2004) quienes sugieren que al aumentar la  $F_{ap}$  en los suelos afectados por incendios, puede manifestarse la  $W_r$ , este parámetro podría incrementar la %AS con sus posibles consecuencias sobre

la resiliencia de los mismos, que por lo general se traduce en una mayor capacidad de almacenamiento de carbono. También puede sumar a la explicación que la presencia de compuestos hidrofóbicos puede aumentar la %AS. Este fenómeno ha sido documentado por varios autores (Chenu *et al.*, 2000; Mataix-Solera and Doerr, 2004; García-Corona *et al.*, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008b).

Los valores de %AS (tabla 1) de los lotes testigos bajo uso agrícolas, S-T y Mz-T, fueron hasta un 16% inferiores que las muestras correspondientes a los sitios forestales testigos, P-T y M-T. En las muestras correspondientes a Mz-Q se observó un aumento significativo en %AS, mientras que en las de S-Q no se observó variación. Es de destacar que los lotes agrícolas testigos presentaron los valores más altos de Fap. Luego del incendio sus valores disminuyeron y presentaron una correlación significativa y negativa con %AS.

La combustión de la materia orgánica en incendios de alta intensidad llevaría a la destrucción de agregados, teniendo en cuenta el importante papel de esta en la agregación (Oades, 1993). Sin embargo, en muchos casos, lo que se ha encontrado es el patrón opuesto, es decir valores de estabilidad superior en los suelos quemados comparando con los valores de los suelos controles de referencia (Guerrero *et al.*, 2001a; Mataix-Solera and Doerr, 2004; Arcenegui *et al.*, 2008b). Teniendo en cuenta ambas situaciones se ve afectado el escenario hidrológico general, dado que los incendios incrementaron la pérdida de suelo el primer año post-incendio, luego de 2,5 años se recuperándose las tasas de erosión previas. En las semanas posteriores al incendio, la presencia de cenizas da lugar a altas tasas de infiltración y nula escorrentía y erosión, pero luego de unos meses y durante las lluvias la respuesta hidrológica presenta elevadas tasas de escorrentía y erosión, entre 2 y 4 órdenes de magnitud mayores a las parcelas testigos Cerdà, *et al.*, (2009). La evaluación de las modificaciones en el suelo permite interpretar el impacto del fuego sobre la calidad y la posterior recuperación de la vegetación (Morales *et al.*, 2013).

## Conclusiones

El paso del fuego produjo sólo una fuerte disminución en contenidos de COT de M-Q. Teniendo en cuenta la cantidad y calidad de los restos vegetales superficiales, Wr sólo cambia y se desarrolla en los sitios forestales, presentando el mayor valor en P-Q; entre tanto %AS se modifica en todos los sitios a excepción de S. Esto pudo deberse a la menor cantidad de restos vegetales relacionándose con el tiempo de permanencia del fuego y la temperatura alcanzada en cada evento.

## Bibliografía

- Almendros, G., Martin, F., and González-Vila, F. J. 1988. Effects of fire on humic and lipid fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma*, 42(2), 115-127.
- Arcenegui, V., Mataix Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A. M., and Morales, J. 2007. Factors controlling the water repellency induced by fire in calcareous Mediterranean forest soils. *European Journal of Soil Science*, 58(6), 1254-1259.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., and García-Orenes, F. 2008a. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74(3), 219-226.
- Arcenegui, V. 2008b. Hidrofobicidad en suelos afectados por incendios forestales y desarrollo de una nueva técnica para estimar las temperaturas alcanzadas en suelos quemados (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández).
- Bisdorf, E. B. A., Dekker, L. W., & Schoube, J. T. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* pp. 105-118. Elsevier.
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2009). Extent of soil water repellency under long-term no-till soils. *Geoderma*, 149(1-2), 171-180.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Solera, J. M., & Doerr, S. H. 2012. Repelencia al agua en suelos forestales afectados por incendios y en suelos agrícolas bajo distintos manejos y abandono. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*, (38), 53-74.

- Bodí, M. B., Martín, D. A., Balfour, V. N., Santín, C., Doerr, S. H., Pereira, P., Mataix-Solera, J. 2014. Wildland fire ash: production, composition and eco-hydro-geomorphic effects. *Earth-Science Reviews*, 130, 103-127.
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., & Van Oost, K. 2015. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil*, 1(1), 117-129.
- Carter, M. R., Angers, D. A., & Gregorich, E. G. 1994. Approaches to evaluate organic matter quality in soil management and tillage studies. In 13. International Conference on Soil Tillage for Crop Production and Protection of the Environment, Aalborg (Denmark), 24-29 Jul 1994. KVL, ISTRO.
- Cerdà, G. R. y Sandoval, V. J. 2000. Calidad de vida y uso de suelo. Publicación VII Encuentro Internacional, Centro Latinoamericano para el Desarrollo Rural, Santiago de Chile.
- Cerdà, A., Bodí, M. B., Lasanta, T., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H. 2009. Infiltración, estabilidad de agregados y erosión de suelos afectados por incendios forestales. Una visión a escala de pedón Soil Erosion and Degradation Research Group–SEDER, Valencia
- Chenu, C; Bissonnais, L. and D. Arrouays. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1479-1486
- Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Dlapa, P. and Arcenegui, V. 2014. Long-term changes in soil aggregation comparing forest and agricultural land use in different Mediterranean soil types. *Geoderma*, 235, 290-299.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51(1-4), 33-65.
- Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & MacDonald, L. H. 2009. Soil water repellency: a key factor in post-fire erosion. In *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 213-240). CRC Press.
- García-Corona, R., Benito, E., De Blas, E. and Varela, M. E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 195-199.
- García Orenes, F., Roldán, A., Mataix Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Arcenegui, V., Caravaca, F. 2012. Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi arid Mediterranean agro ecosystem. *Soil Use and Management*, 28(4), 571-579.
- Goebel, M. O., Bachmann, J., Woche, S. K., & Fischer, W. R. 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma*, 128(1-2), 80-93.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G. and Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, 30(6), 855-870.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. and Gómez, I. 2001a. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15, 163-171.
- Hedo, J., Lucas-Borja, M. E., Wic, C., Andrés-Abellán, M., & De Las Heras, J. 2015. Soil microbiological properties and enzymatic activities of long-term post-fire recovery in dry and semiarid Aleppo pine (*Pinus halepensis* M.) forest stands. *Solid Earth*, 6(1).
- Hilscher, A., Siewert, C., & Knicker, H. 2009. Degradation of pyrogenic organic plant residues in soil. *Advances in forest fire effects on soils*, 29.
- Jordán, A. & Zavala, L. & González, F.A. & Bárcenas-Moreno, G. & Mataix-Solera, J. 2010. Repelencia al agua en suelos afectados por incendios: métodos sencillos de determinación e interpretación. Actualización en métodos y técnicas para el estudio de suelos afectados por incendios forestales, Chapter: 2.4, Publisher: Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de Valencia, pp.145-183.
- Katsumi, N., Yonebayashi, K., & Okazaki, M. 2016. Effects of heating on composition, degree of darkness, and stacking nanostructure of soil humic acids. *Science of The Total Environment*, 541, 23-32.
- Knicker, H. 2011. Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. *Quaternary International*, 243(2), 251-263.
- Mataix-Solera, J., and Doerr, S. H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma*, 118(1-2), 77-88.
- Mataix Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A. M., Morales, J., González, J., & Gómez, I. 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(17), 2300-2309.

- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Jordán, M. M., Dlapa, P., Tessler, N., Wittenberg, L. 2008. Can terra rossa become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma*, 147(3-4), 178-184.
- Mataix-Solera, J., & Cerdà, A. 2009. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. In *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 25-54). Cátedra Divulgación de la Ciencia.
- Mataix-Solera, J. M., Rueda, E. B., Pérez, V. A., Cerdà, A., López, J. L., Úbeda, X., Delgado, J. L. R. 2010. ¿Cómo estudiar la estabilidad de agregados en suelos afectados por incendios? Métodos e interpretación de resultados. In *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales* (pp. 109-143). Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universidad de La Rioja, España.
- Morales, D. V., la Manna, L. A., Rostagno, C. M. 2013. Propiedades físicas e hidrológicas de suelos volcánicos afectados por incendios recientes en Patagonia, Argentina.
- NRSC, U. 2014. National resources conservation service-geospatial data gateway. Reunión internacional anual 2015 de ASABE 152190139. (doi: 10.13031 / aim.20152190139).
- Oades, J. M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. In *Soil Structure/soil biota interrelationships* (pp. 377-400).
- Pan, H., Huibin Y., Yonghui, S., Ruixia, L. *et al.* 2017. Application of solid surface fluorescence EEM spectroscopy for tracking organic matter quality of native halophyte and furrow-irrigated soils. *AGRI* vol 73 p83-95.
- Rodriguez Iturbe, I. 2000. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate soil vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9.
- Rubenacker A., Campitelli P., Sereno R. y Ceppi S. 2011. Recuperación Química de un suelo degradado mediante la utilización de un vermicomposto. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 2(2), 83-95.
- Rubenacker A., Campitelli P., Velasco M. and S. Ceppi. 2012. "Fire Impact in Several Chemical and Physicochemical Parameters in a Forest Soil" (chapter 5), *Soil Health and Land Use Management*. Edited by María C. Hernández-Soriano, ISBN 978-953-307-614-0, 344 pages.
- Rubenacker, A., Dionisi, C., Vettorello, C., S. Ceppi. 2018. Relaciones entre variables edáficas en suelos de un monte nativo y agrícolas afectados por incendios. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Miguel de Tucumán, Tucumán.
- Taboada, M. A. y Álvarez, C. R. 2008. Indicadores de la fertilidad física del suelo. *Fertilidad Física de los suelos*. Cap, 6, 155-180.
- Vergnoux, A., Dupuy, N., Guiliano, M., Venetier, M., Théraulaz, F., Doumenq, P. 2009. Fire impact on forest soils evaluated using near-infrared spectroscopy and multivariate calibration. *Talanta*, 80(1), 39-47.
- Vergnoux A., Guiliano, M., Di Rocco, R., Domeizel, M., Theraulaz, F., Doumenq, P. 2011. Quantitative and mid-infrared changes of humic substances from burned soils. *Environmental Research*, 111(2), 205-214.
- Zancada, M. C., Almendros, G., Sanz, J., & Román, R. 2004. Speciation of lipids and humus-like colloidal compounds in a forest soil reclaimed with municipal solid waste compost. *Waste Management & Research*, 22(1), 24-34.

## Agradecimientos

A SeCyT-UNC por el apoyo para llevar adelante los estudios de este trabajo de investigación.



# Evaluación de la Biodegradabilidad y selección de bacterias degradadoras de colorantes a partir de cursos de agua

GRIFES PAISAN L.; FORTUNATO, M.S. ; GALLEGO, A. Y KOROL, S.E.

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Farmacia y Bioquímica, Cátedra de Salud Pública e Higiene Ambiental. Junín 956 4º Piso (1113)  
Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina

lula.gp01@gmail.com

## Resumen

Los colorantes sintéticos son contaminantes ambientales presentes en los efluentes de numerosas industrias. Los objetivos del presente trabajo fueron: a) estudiar su efecto inhibitorio sobre microorganismos ambientales b) evaluar su biodegradabilidad en aguas superficiales con distinto grado de contaminación c) seleccionar microorganismos capaces de llevar a cabo su decoloración.

Se tomaron muestras de dos cursos de agua, el Arroyo Medrano y el Río de la Plata. Los colorantes ensayados fueron: Naranja Directo 39 (ND) y Acid Black 210 (AB) (azoicos), Verde de Malaquita (VM) y Violeta de Genciana (VG) (derivados del trifenilmetano) y Alizarina Roja (AR) (antraquinónico). Las muestras fueron caracterizadas determinando la demanda química de oxígeno, la demanda bioquímica de oxígeno y el recuento de indicadores microbiológicos como bacterias aerobias mesófilas, *Escherichia coli* y Enterococos. Se determinó la concentración inhibitoria mínima (CIM) para los colorantes en cada curso de agua, así como la biodegradabilidad, midiendo el consumo de oxígeno durante 10 días en un equipo respirométrico. En el curso de agua más contaminado los valores de CIM obtenidos fueron mayores.

A partir de sus aguas pudieron aislarse dos cepas capaces de decolorar 500 mg/L de ND y 100 mg/L de VM empleando caldo nutritivo como sustrato. La eficiencia obtenida fue en ambos casos mayor al 90% y la biodegradación tuvo lugar en tiempos compatibles con un proceso de tratamiento de efluentes. Estas bacterias autóctonas seleccionadas representan una alternativa interesante para ser utilizadas como tratamiento biológico de efluentes que contengan colorantes, permitiendo así disminuir su impacto ambiental en los ecosistemas.

## Palabras clave

Colorantes, Decoloración, Arroyo Medrano, Río de la Plata, Naranja directo 39, Verde de Malaquita

## Introducción

El primer colorante sintético, la Mauveína, púrpura de Perkin o anilina morada fue descubierto en 1856 por William Henry Perkin. A partir de ese descubrimiento, comenzaron a generarse más de 100.000 colorantes en todo el mundo, con una producción anual de  $7 \times 10^5$  toneladas (Chen *et al.* 2003). Los colorantes sintéticos pertenecen a tres categorías principales: compuestos azoicos, derivados del trifenilmetano y antraquinónicos. Los colorantes son utilizados ampliamente en las industrias textiles, fotográficas, farmacéuticas, alimentarias, cosméticas, del cuero y en imprentas (Ali. 2010). Su empleo mantiene una tendencia en aumento, debido a la constante y creciente industrialización, lo cual resulta en un incremento del vertido de efluentes conteniendo colorantes en el ambiente. Se han documentado numerosos efectos nocivos debido a la presencia de colorantes en ecosistemas acuáticos. En primer lugar, confieren color a las aguas superficiales y como consecuencia de ello, al reducirse la penetración de la luz solar, se afecta la actividad fotosintética de la flora acuática (Kalyani *et al.* 2012). Por otro lado, se ha demostrado que algunos colorantes pueden ser carcinogénicos, causar alergias y producir metabolitos tóxicos como consecuencia de su degradación parcial (Pattnaik *et al.* 2018). Por ejemplo, en el caso específico de los colorantes azoicos, su carcinogenicidad es debida a la bencidina, producto de su clivaje, compuesto que induce diversos tipos de tumores en humanos y animales. También se ha documentado que su degradación puede dar lugar al metabolito p-fenilendiamina (PPD) el cual ha sido reportado como un alérgeno por contacto (Chung. 2016).

Existen en la actualidad numerosas formas de remover colorantes de efluentes industriales, como adsorción, precipitación química, floculación, fotólisis, oxidación, reducción y extracción iónica. Sin embargo, todos estos métodos tienen la desventaja de su elevado costo, la posibilidad de producir productos tóxicos como consecuencia de una degradación parcial y de requerir grandes cantidades de energía (Wang *et al.* 2009). Actualmente se han desarrollado tratamientos biológicos que podrían ser una alternativa conveniente, debido a sus menores costos y a la capacidad, en ciertos casos, de llevar a cabo la mineralización del compuesto (Ali. 2010)

El objetivo del presente trabajo fue: estudiar el efecto inhibitorio de los colorantes sobre las poblaciones microbianas de diversos cursos de agua, comparar su biodegradabilidad en aguas superficiales con diferentes grados de contaminación y seleccionar, a partir de estos ensayos, bacterias y comunidades bacterianas capaces de llevar a cabo su degradación.

## Materiales y Métodos

### COLORANTES EMPLEADOS Y PREPARACIÓN DE LAS SOLUCIONES STOCK

Se seleccionaron cinco colorantes, dos azoicos, dos derivados del trifenilmetano y una antraquinona. Como representantes del grupo de los azoicos se eligieron el Naranja Directo 39 (ND) y el Acid Black 210 (AB), de los derivados del trifenilmetano se escogieron el Verde de Malaquita (VM) y el Violeta de Genciana (VG) y finalmente, se utilizó la Alizarina Roja (AR) del grupo de los colorantes antraquinónicos. Se prepararon soluciones stock de los colorantes en agua destilada estéril. Debido a la diferente solubilidad que presenta cada uno, las concentraciones finales de las soluciones stock fueron de 10000 mg/L para ND y AB, 5000 mg/L para VM y AR, y 1000 mg/L para VG.

### SELECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

Las muestras de agua superficial fueron recolectadas en dos puntos: Arroyo Medrano en su desembocadura en el Río de la Plata (Posición satelital: 34°32'10.9"S 58°27'24.1"O) y Río de la Plata a la altura del Aeroparque Metropolitano (Posición satelital: 34°32'50.3"S 58°25'47.8"O) (Fig. 1). Las muestras de agua fueron caracterizadas microbiológicamente realizando recuentos de bacterias aerobias mesófilas (BAM), Enterococos y *Escherichia coli*. Además, se determinó la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Para el recuento de bacterias aerobias mesófilas se realizó recuento en placa en medio agar tripteína soja (TSA). El recuento de Enterococos también fue efectuado por la técnica de recuento en placa, empleando en este caso el medio Slanetz Bartley. Las colonias carac-

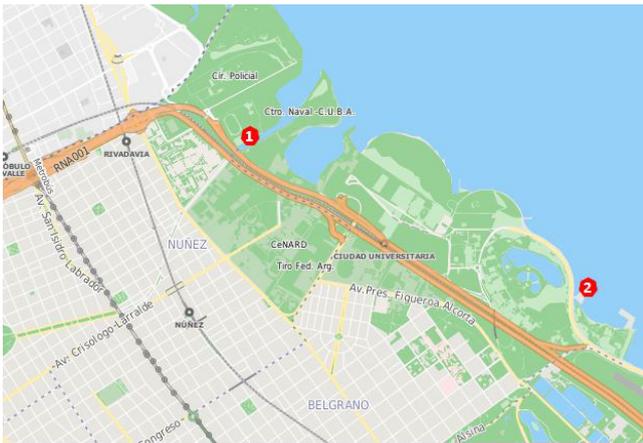


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo:

- 1- Arroyo Medrano
- 2- Río de la Plata

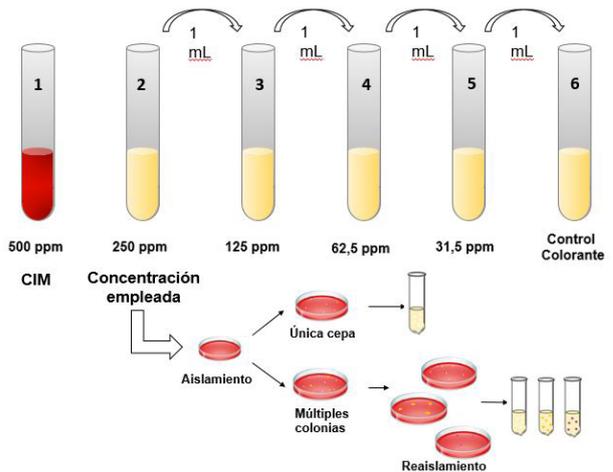


Figura 2. Esquema de aislamiento de bacterias degradadoras a partir de los tubos del ensayo de concentración inhibitoria mínima.

terísticas desarrolladas en este medio fueron repicadas luego en agar bilis esculina (BE). Posteriormente, las colonias sospechosas fueron confirmadas mediante las siguientes pruebas bioquímicas: observación de crecimiento en medio caldo nutritivo con NaCl al 6,5% y crecimiento a 45° C. El recuento de *Escherichia coli* fue realizado en superficie en placas de Petri, empleando medio Chromagar ®. La DBO y la DQO fueron realizadas de acuerdo de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (APHA, 2017)

En todos los casos las muestras fueron procesadas dentro de las 4 horas siguientes a su obtención.

## EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD

Para evaluar la biodegradabilidad se midió el consumo de oxígeno durante 10 días a 20° C utilizando un equipo respirométrico BOD TRACK (Hach). El ensayo se realizó agregando 20 mg/L de colorante a la muestra de agua. Paralelamente se realizó un control de agua de río sin colorante. Se establecieron los siguientes criterios para considerar si un colorante es biodegradado, inhibe o no afecta a las comunidades microbianas:

Cuando el consumo de oxígeno al cabo de 10 días supera el 25% del valor del consumo del blanco, se sospecha que pudo haber tenido lugar la biodegradación del compuesto.

Por otra parte, cuando el consumo de oxígeno resulta menor al 75% respecto al del control, se considera que hubo inhibición.

Por último, en el caso que el consumo de oxígeno se mantenga al cabo de los diez días entre esos dos valores, se considera que el compuesto no afecta a las comunidades bacterianas.

Cuando se presume la biodegradación del compuesto, debe confirmarse a continuación la utilización del colorante como única fuente de carbono. Para ello se realizó un subcultivo en un frasco Erlenmeyer. Se empleó como medio de cultivo medio mínimo mineral (Korol *et al.*) adicionado de 20 mg/L del colorante en estudio. El medio fue incubado con agitación (200 rpm) por 10 días a 28 °C, durante los que se monitoreó la decoloración del compuesto.

## EVALUACIÓN DEL EFECTO INHIBITORIO

Para estudiar el efecto inhibitorio de los colorantes se utilizó el método de la Concentración Inhibitoria Mínima (CIM). Este ensayo se realizó en caldo nutritivo y consistió en exponer a las bacterias autóctonas a diluciones seriadas de

los colorantes, desde 500 mg/L hasta 31,5 mg/L. La CIM corresponde a la concentración mínima del compuesto en estudio que inhibe el desarrollo microbiano (**Fig. 2**). Paralelamente se llevó a cabo un control de esterilidad del ensayo, empleando un tubo con colorante sin inocular, y un control de viabilidad de los microorganismos, empleando en este caso un tubo inoculado con el agua de río en ausencia de colorantes.

## SELECCIÓN DE BACTERIAS DEGRADADORAS

De aquellos tubos con mayor concentración de cada colorante que presentaron desarrollo, se procedió a seleccionar bacterias degradadoras por el método de aislamiento en placas de Petri con medio TSA, conteniendo las concentraciones máximas de los colorantes en estudio que permitieron el desarrollo microbiano (**Fig. 2**). Una vez aisladas se procedió a realizar los ensayos de biodegradación de los colorantes como única fuente de carbono y en presencia de otra fuente de carbono como cosustrato. Con el fin de ensayar la utilización de los colorantes como única fuente de carbono, se transfirió 1 mL de muestra a frascos Erlenmeyer estériles con medio mínimo mineral y 50 mg/L de cada uno de los colorantes. Para evaluar la biodegradabilidad en presencia de un cosustrato, se inocularon con 1 mL de muestra frascos Erlenmeyer estériles con caldo nutritivo, que contiene triptona y extracto de carne, y 50 mg/L de colorante. Todos los frascos Erlenmeyer fueron incubados en un baño termostatzado con agitación (200 rpm), a 28° C. La decoloración fue monitoreada durante 10 días.

## EVALUACIÓN DE LA DECOLORACIÓN

La decoloración fue evaluada por medida espectrofotométrica (Metrolab 1700) de los colorantes. Se realizaron barridos espectrales de 400 a 800 nm de cada colorante para seleccionar su máximo de absorción. Los máximos seleccionados fueron 425 nm para ND, 625 nm para AB, 515 nm para AR, 575 para VG y 615 para VM. Se realizaron curvas de calibración a la longitud seleccionada para cada uno de los compuestos

# Resultados y discusión

## CARACTERIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

Los resultados de la caracterización microbiológica, DBO y DQO obtenidos para los dos puntos de muestreo se presentan en la Tabla 1.

El Arroyo Medrano nace en el partido de General San Martín, donde se ubica un conocido polo textil. En el momento de la toma de muestra, el arroyo estaba visiblemente contaminado, lo que se evidenciaba por la presencia de grasas y abundantes sólidos groseros en suspensión en su cauce. Además, la muestra obtenida tenía un color gris oscuro. Es importante mencionar que la presencia de colorantes en el Arroyo Medrano ha sido previamente confirmada (Vignolo *et al.* 2006).

En contraposición, el Río de la Plata carecía de contaminación visible. La muestra tomada, al margen de su turbiedad característica, se observaba límpida. Cabe destacar que a 1,14 km del punto de muestreo se encuentra la torre de toma de agua de AySA (Agua y Saneamientos Argentinos).

La decisión de elegir al Arroyo Medrano y al Río de la Plata como puntos de muestreo estuvo fundamentada en el hecho de seleccionar dos cursos de agua con grados diferentes de contaminación. Los resultados obtenidos confirman esta suposición. Según Alexander (1999) la preexposición de las bacterias a compuestos tóxicos y persistentes puede facilitar la selección de microorganismos capaces de llevar a cabo su degradación. Debido a la mayor contaminación presente en el Arroyo Medrano se puede hipotetizar que en él se encontrarán una mayor cantidad de cepas degradadoras de colorantes.

## EVALUACIÓN DE LA BIODEGRADABILIDAD

En la **Fig. 3** se muestran los resultados de la evaluación de la biodegradabilidad en los dos cursos de agua. El análisis de los datos de los controles realizados, esto es sin colorante agregado, confirma también la mayor presencia de materia orgánica biodegradable en el Arroyo Medrano que en el Río de la Plata.

En el caso del Arroyo Medrano la muestra adicionada con 20 mg/L de AB mostró un incremento en el consumo de oxígeno de un 29% respecto al control, mientras que en la adicionada con ND este incremento fue aún mayor (36%). Sin embargo, los ensayos posteriores en medio mínimo no pudieron confirmar el empleo de los colorantes como única fuente de carbono. Para los demás colorantes el resultado obtenido fue semejante al del control.

En el ensayo realizado en el agua proveniente del Río de la Plata todos los colorantes mostraron un perfil de consumo de oxígeno similar al control, con la excepción del ND, que parece ejercer un efecto inhibitorio.

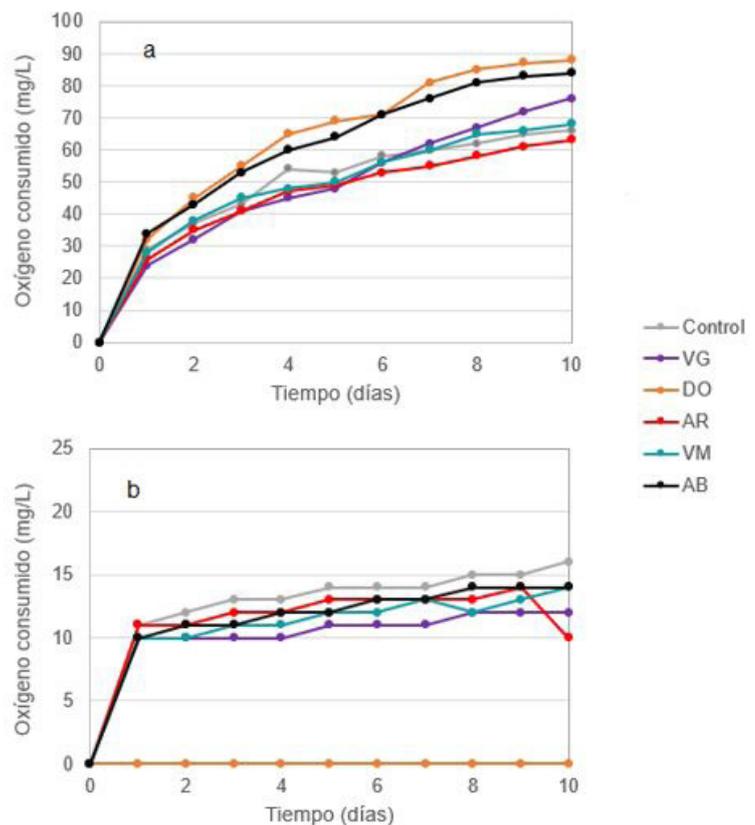
La persistencia en el ambiente de los colorantes es debida a la complejidad de sus estructuras químicas (Lu *et al.* 2010). Esta complejidad estructural es también la responsable de que no sea frecuente el hallazgo de microorganismos capaces de emplear colorantes como única fuente de carbono, sino que la biodegradación requiera la presencia de otro cosustrato más fácilmente metabolizable. Esto es sobre todo válido en el caso de los azo compuestos. (Ali 2010).

**Figura 3.** Ensayo de biodegradabilidad de los colorantes en los dos puntos de muestreo

a: Arroyo Medrano  
b: Río de la Plata

\*BAM: Bacterias aerobias mesófilas

\*\*UFC: Unidades formadoras de colonia



## ESTUDIO DEL EFECTO INHIBITORIO

En el estudio del efecto inhibitorio se obtuvo un resultado igual o mayor de CIM para todos los colorantes en el Arroyo Medrano en comparación con el Río de la Plata (Tabla 2). En el Arroyo Medrano los valores obtenidos para la CIM fueron elevados. Para cuatro de los cinco colorantes empleados el valor obtenido fue mayor a 500 mg/L.

En el caso del Río de la Plata, solo en aquellos tubos con AB y ND se evidenció una resistencia microbiana a concentraciones de 500 mg/L de colorante.

Este alto grado de resistencia por parte de las comunidades autóctonas a los colorantes puede también deberse a la exposición previa a estos contaminantes (Gallego *et al.* 2018). Debe tenerse en cuenta que la resistencia a los com-

puestos xenobióticos es un primer paso necesario para que las comunidades puedan llevar a cabo su biodegradación. Muchos compuestos xenobióticos son tóxicos incluso para los microorganismos que los degradan (Uysal y Türkman 2005). De hecho, la selección de genes catabólicos para llevar a cabo el metabolismo de estos compuestos no debe entenderse solamente como un modo de obtención de energía, sino también como un mecanismo de defensa (Benn-dorf y Babel 2002).

## SELECCIÓN DE BACTERIAS BIODEGRADORAS

Como se mencionó previamente, la complejidad estructural de los colorantes dificulta su empleo como única fuente de carbono por las comunidades bacterianas. Aún en los casos que logren seleccionarse microorganismos capaces de llevar a cabo su degradación en estas condiciones, la presencia de una fuente de carbono alternativa puede favorecer el proceso. En un relevamiento realizado sobre 288 cepas degradadoras, Khalid *et al.* (2007) demostraron que los mejores resultados se obtenían suplementando el medio con extracto de levadura.

El hallazgo de bacterias degradadoras no es igual de frecuente para todos los colorantes en estudio. En su reciente recopilación sobre la biodegradación de azo compuestos, Shi *et al.* (2021) enumeran 21 trabajos en los cuales se estudia la degradación de concentraciones de 20 mg/L a 600 mg/L de numerosos colorantes, sin embargo, no existe información sobre ND y AB en estos trabajos. Del mismo modo, Li *et al.* (2019) trabajando con derivados antraquinónicos, no reporta ninguna comunidad degradadora de AR. Comparativamente, puede encontrarse mayor bibliografía respecto a la biodegradación de derivados del trifenilmetano como VM y VG (Mishra *et al.* 2018).

En el presente estudio solamente pudieron aislarse cepas capaces de degradar los colorantes en presencia de una fuente de carbono alternativa. El medio de cultivo empleado fue caldo nutritivo, que tiene peptona como fuente principal de carbono.

A partir de las aguas del Arroyo Medrano fue posible aislar dos cepas: una degradadora de VM y otra degradadora de ND, las cuales se encuentran en proceso de caracterización. Para el punto de muestreo menos contaminado, es decir el Río de la Plata, no fue posible aislar cepas degradadoras de colorantes.

En el caso del VM la máxima concentración inicial que pudo ser degradada fue de 100 mg/L. En condiciones estáticas un 90% del colorante fue decolorado dentro de las 29 horas, a una temperatura de 28 °C. Fue posible acelerar la velocidad del proceso trabajando a la misma temperatura con agitación (200 rpm). En estas condiciones también la eficiencia fue mayor, una decoloración del 94% pudo ser llevada a cabo en 23 horas.

La cepa degradadora de ND fue capaz de decolorar hasta una concentración inicial de 500 mg/L. La eficiencia de la decoloración fue del 90%, trabajando a 28 °C en condiciones estáticas. El proceso tuvo lugar dentro de las 60 horas.

Se han aislado numerosas cepas capaces de degradar verde de malaquita empleando fuentes de carbono alternativas como cosustrato. Parshetti *et al.* 2006 lograron aislar una cepa de *Koruria rosea* que puede decolorar 50 mg/L del colorante dentro de las 5 horas con una eficiencia del 100%, empleando caldo nutritivo como medio de cultivo. Du *et al.* (2011) emplearon como medio de cultivo caldo Luria-Bertani, un medio que también posee peptona como fuente de carbono, para ensayar una cepa de *Pseudomonas* sp. En condiciones de agitación la cepa es capaz de decolorar desde 100 a 1000 mg/L del colorante dentro de las 24 horas, con una eficiencia del 90,3 al 97,2%. En condiciones estáticas la eficiencia de remoción para 100 mg/L se reduce al 78,9 %.

Existen en cambio pocos reportes en la literatura de cepas degradadoras de ND. Jadhav *et al.* (2010) estudiaron la degradación de ND por una cepa autóctona de *Pseudomonas aeruginosa* aislada a partir de sedimentos contaminados. La cepa fue capaz de decolorar una concentración inicial de 1,5 g/L en 48 horas. La eficiencia de remoción fue del 60%.

Se requieren estudios adicionales en el campo de la biodegradación que permitan hallar bacterias degradadoras de colorantes como única fuente de carbono. El empleo del colorante como única fuente de carbono, nitrógeno y energía sería de especial interés para la aplicación en procesos de biorremediación, ya que los microorganismos los consumirían en grandes cantidades al usarlo para su crecimiento (Ali, 2010).

	Arroyo Medrano	Río de la Plata
DBO (mg/L)	66	16
DQO (mg/L)	88	42
BAM*(UFC**/mL)	1,5 x 10 <sup>5</sup>	1,3 x 10 <sup>4</sup>
<i>E. coli</i> (UFC/mL)	1,6 x 10 <sup>4</sup>	1,6 x 10 <sup>2</sup>
Enterococos (UFC/mL)	1,3 x 10 <sup>3</sup>	8

**Tabla 1.** Caracterización de los puntos de muestreo.

	Arroyo Medrano	Río de la Plata
Acid black 210	> 500 mg/L	> 500 mg/L
Naranja directo 39	> 500 mg/L	> 500 mg/L
Verde Malaquita	> 500 mg/L	125 mg/L
Violeta de Genciana	125 mg/L	31,5 mg/L
Alizarina Roja S	> 500 mg/L	250 mg/L

**Tabla 2.** Comparación de Valores de Concentración Inhibitoria Mínima para todos los colorantes en el Arroyo Medrano y en el Río de la Plata

## Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten evidenciar que el sitio de muestreo visiblemente más contaminado presentó mayores valores de CIM para todos los colorantes. Asimismo, se mostró que la biodegradabilidad de todos los colorantes fue mayor en el Arroyo Medrano. Esto podría deberse a una mayor exposición a colorantes en aquellos sitios contaminados que promueve la selección de microorganismos resistentes y capaces de metabolizarlos. Las cepas aisladas fueron capaces de decolorar ND y VM con alta eficiencia y en tiempos compatibles con un proceso de tratamiento de efluentes. La máxima concentración inicial fue también elevada, 500 mg/L para ND y 100 mg/L para VM. Estas bacterias autóctonas seleccionadas representan una alternativa interesante para ser utilizadas como tratamiento biológico en efluentes que contengan colorantes, permitiendo así disminuir el impacto ambiental de estos en los ecosistemas.

## Agradecimientos

Este trabajo forma parte del Proyecto Código 20020170100555BA Programación Científica 2018-2020. Secretaria de Ciencia y Técnica. Universidad de Buenos Aires (UBACYT).

## Bibliografía

- Alexander M. (1999) Biodegradation and Bioremediation. 2nd. Ed. Academic Press. London
- Ali, H. (2010). Biodegradation of Synthetic Dyes—A Review. *Water, Air, Soil Pollution*, 213(4), 251-273.
- Benndorf, D. y Babel, W. (2002). Assimilatory detoxification of herbicides by *Delftia acidovorans* MC1: induction of two chlorocatechol 1,2-dioxygenases as a response to chemostress. *Microbiology (Reading, England)*, 148(9), 2883–2888. doi: 10.1099/00221287-148-9-2883
- Chen K.C., Wu J.Y., Liou D.J. y Hwang S.C. (2003) Decolorization of the textile dyes by newly isolated bacterial strains. *J Biotechnol.* 101(1):57-68. doi: 10.1016/s0168-1656(02)00303-6.

- Chung, K.T. (2016). Azo dyes and human health: A review. *Journal of environmental science and health. Part C, Environmental Carcinogenesis & Ecotoxicology reviews*, 34(4), 233–261. doi:10.1080/10590501.2016.1236602.
- Du, L.N., Wang, S., Li, G., Wang, B., Jia, X.M., Zhao, Y. H., Chen, Y.L. (2011). Biodegradation of malachite green by *Pseudomonas* sp. strain DY1 under aerobic condition: characteristics, degradation products, enzyme analysis and phytotoxicity. *Ecotoxicology* 20(2), 438–446. doi:10.1007/s10646-011-0595-3
- Gallego, A., Laurino Soulé, J., Napolitano, H., Rossi, S. L., Vescina, C., Korol, S. E. (2018). Biodegradability of Chlorophenols in Surface Waters from the Urban Area of Buenos Aires. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100(4), 541–547. doi:10.1007/s00128-018-2300-1
- Jadhav, J.P., Phugare, S.S., Dhanve, R.S., Jadhav, S. B. (2010). Rapid biodegradation and decolorization of Direct Orange 39 (Orange TGLL) by an isolated bacterium *Pseudomonas aeruginosa* strain BCH. *Biodegradation*, 21(3), 453–463. doi:10.1007/s10532-009-9315-6
- Kalyani, D., Telke, A.A., Surwase, S.N., Jadhav, S.B., Lee, J.K., y Jadhav, J.P. (2012). Effectual decolorization and detoxification of triphenylmethane dye malachite green (MG) by *Pseudomonas aeruginosa* NCIM 2074 and its enzyme system. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 14(5), 989-1001. doi:10.1007/s10098-012-0473-6.
- Khalid, A., Arshad, M., Crowley, D.E. (2008). Accelerated decolorization of structurally different azo dyes by newly isolated bacterial strains. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 78(2), 361–369. doi:10.1007/s00253-007-1302-4
- Korol, S., Orsingher, M., Santini, P., Moretton, J., D'Aquino, M. (1989). Biodegradation of phenolic compounds II. Effects of inoculum, xenobiotic concentration and adaptation on *Acinetobacter* and *Pseudomonas* phenol degradation. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 31:117-120.
- Li, H.H., Wang, Y.T., Wang, Y., Wang, H.X., Sun, K.K., Lu, Z.M. (2019). Bacterial degradation of anthraquinone dyes. *Journal of Zhejiang University. Science. B*, 20(6), 528–540. doi.org/10.1631/jzus.B1900165
- Lu, L., Zhao, M., Liang, S.C., Zhao, L. Y., Li, D. B., Zhang, B. B. (2009). Production and synthetic dyes decolourization capacity of a recombinant laccase from *Pichia pastoris*. *Journal of Applied Microbiology*, 107(4), 1149–1156. doi:10.1111/j.1365-2672.2009.04291.x
- Mishra, S., y Maiti, A. (2018). The efficacy of bacterial species to decolourise reactive azo, anthroquinone and triphenylmethane dyes from wastewater: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(9), 8286–8314. doi:10.1007/s11356-018-1273-2
- Parshetti, G.K., Kalme, S.D., Saratale, G.D. y Govindwar, Sanjay. (2006). Biodegradation of malachite green by *Kocuria rosea* MTCC 1532. *Acta Chimica Slovenica*. 53. 492-498.
- Pattnaik, P., Dangayach, G., Bhardwaj, A. (2018). A review on the sustainability of textile industries wastewater with and without treatment methodologies. *Reviews on Environmental Health*, 33(2), 163-203. doi:10.1515/reveh-2018-0013.
- Shi, Y., Yang, Z., Xing, L., Zhang, X., Li, X., Zhang, D. (2021). Recent advances in the biodegradation of azo dyes. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 37(8), 137. doi:10.1007/s11274-021-03110-6
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. (2017). American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Uysal, A., Türkman, A. (2005). Effect of biosurfactant on 2,4-dichlorophenol biodegradation in an activated sludge bioreactor. *Process in Biochemistry*, 40:2745-2749. doi:10.1016/j.procbio.2004.12.026.
- Vignolo, A., Pochettino, A., Cicerone, D. (2006). Water quality assessment using remote sensing techniques: Medrano Creek, Argentina. *Journal of Environmental Management*, 81(4), 429–433. doi:10.1016/j.jenvman.2005.11.019
- Wang H., Zheng X.W., Su J.Q., Tian Y., Xiong X.J., Zheng TL. (2009). Biological decolorization of the reactive dyes Reactive Black 5 by a novel isolated bacterial strain *Enterobacter* sp. EC3. *Journal of Hazardous Materials*. 171(1-3):654-9. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.06.050. Epub 2009 Jun 18.

# Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) y forrajera pasto aguja (*Brachiaria humidicola*)

CASTILLO PARRA C.A.<sup>1,2,3</sup>; PÉREZ CARRERA A. L.<sup>3,4</sup>; LOZADA CASTRO J.J.<sup>5</sup>

e-mail: carol.castillo@gmail.com

<sup>1</sup> Fundación Sinclair I&D

<sup>2</sup> Fundación Universitaria San Martín

<sup>3</sup> Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua.

<sup>4</sup> Universidad de Buenos Aires-CONICET. Facultad de Ciencias Veterinarias. Instituto de Investigaciones en Producción Animal.

<sup>5</sup> Universidad de Nariño. Departamento de Química. Grupo de Investigación en Sistemas Contaminantes.

## Resumen

En este trabajo, se realizaron estudios de fitotoxicidad utilizando como medios de crecimiento agua de la quebrada Mocondino (Nariño – Colombia) y efluente del proceso de curtido. La quebrada Mocondino es un cuerpo de agua impactado por la disposición de efluentes de las curtiembres que funcionan en la zona. Como bioindicadores se usaron semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) y pasto aguja (*Brachiaria humidicola*), una especie forrajera de la zona. La experiencia de ecotoxicidad con las semillas de lechuga, en el agua de la quebrada Mocondino, demostró efectos de inhibición en el crecimiento radicular y que este guarda una relación directa con la concentración de sustancias químicas en la muestra.

En las muestras aguas arriba del vertimiento del efluente, la inhibición no alcanza el 50%. Sin embargo, en el punto de recepción de los efluentes, la inhibición supera ese porcentaje. En el punto donde se reciben los efluentes el valor de CI50 de *L. sativa*, indicó que esta especie es más sensible que *B. humidicola*. En el caso de los ensayos con el efluente, se observó que la inhibición del crecimiento se incrementa en función de la concentración del medio.

Los valores de CI50 calculados, indicaron que *L. sativa* es más sensible a la acción de los tóxicos del efluente que las semillas *B. humidicola*. Esta experiencia corrobora la utilidad de las pruebas de ecotoxicidad, al dar muestra de su versatilidad, su economía y la facilidad de implementarlas en el laboratorio en condiciones controladas.

## Palabras clave

fitotoxicidad, toxicidad aguda, *Lactuca sativa*, *Brachiaria humidicola*

## Introducción

Los procesos industriales se reconocen como elementos dinamizadores del desarrollo económico y social de las naciones. Estos procesos son tan importantes que han modificado la estructura de los sistemas económicos, sociales, políticos y ambientales (Serna, 2010). Su avance trae aparejados varios factores que influyen en la calidad de los recursos naturales y la calidad de vida de las personas, como, por ejemplo, el uso no racional de los recursos, la generación y disposición final de residuos, el consumo de energía, entre otros (Rodríguez, 2008; Suarez y Molina, 2014). El crecimiento industrial se intensificó después de la II Guerra Mundial, aumentando considerablemente las sustancias químicas, productos y subproductos de estos procesos, que ingresaron al ambiente causando problemas de contaminación severos (Manahan, 2002).

Teniendo en cuenta esta perspectiva, eventos como el vertimiento de efluentes ricos en Mercurio (Hg) en la Bahía de Minamata – Japón en 1950 que causó graves problemas de intoxicación y el descenso en las poblaciones de aves silvestres en el hemisferio norte ocasionada por el uso de DDT y otros pesticidas, pusieron el foco en como la incorrecta disposición de las sustancias químicas en el ambiente tiene consecuencias muy graves (Planes y Fuchs, 2015).

En este escenario, surge la ecotoxicología, como una disciplina en la cual se hace uso de los conocimientos científicos y las tecnologías que desarrolla para resolver problemas ambientales concretos (Planes y Fuchs, 2015).

La ecotoxicología se define como la ciencia que estudia el efecto de las sustancias químicas, a diferentes escalas, sobre los organismos y los ecosistemas (Bjerregaard et al., 2022; Thoré et al., 2021; Gross, 2019; Zhou et al., 2019). Para lograr este objetivo, la ecotoxicología, integra a diferentes disciplinas como son la toxicología, la química ambiental, la fisiología, la bioquímica, la biología molecular, entre otras (Sandermann, 2004; Gross, 2019; Vergauwen, 2018).

Los estudios ecotoxicológicos se pueden afrontar desde tres perspectivas: observación y estudio de exposiciones ocupacionales o accidentales, trabajos experimentales con organismos de prueba o ensayos con células expuestas a los tóxicos (Díaz-Baéz et al., 2009). Las pruebas de toxicidad involucran un estímulo (agente tóxico) cuya magnitud es cuantificable, al cual se exponen los organismos de prueba y sobre los cuáles se evalúa la respuesta preseleccionada (Díaz-Baéz et al., 2009).

Si bien, el uso de animales para este tipo de pruebas, ha tenido grandes beneficios, su uso también plantea cuestionamientos éticos a los que actualmente se intenta responder bajo los principios de las 3 R: reemplazar, reducir y refinar (Bidwell, 2020; Scott & Minghetti, 2020). Es por ello por lo que debe avanzarse en el desarrollo y estandarización de nuevos ensayos *in vitro*, que permitan reemplazar y reducir los ensayos con animales con pruebas fiables que aporten datos certeros acerca de los problemas ambientales que afronta esta ciencia.

Las pruebas de fitotoxicidad han demostrado que las plantas superiores son buenos bioindicadores para el monitoreo ambiental, debido a que son pruebas simples, económicas, no requieren de un gran equipamiento y son sensibles a distintos tóxicos.

El uso de plantas superiores para este tipo de estudios, trae consigo una ventaja y es que puede evaluarse la toxicidad de una sustancia en distintas matrices ambientales (agua, suelo, sedimentos, aguas residuales, desechos sólidos, etc) (Lyu et al., 2018; Nassour et al., 2021).

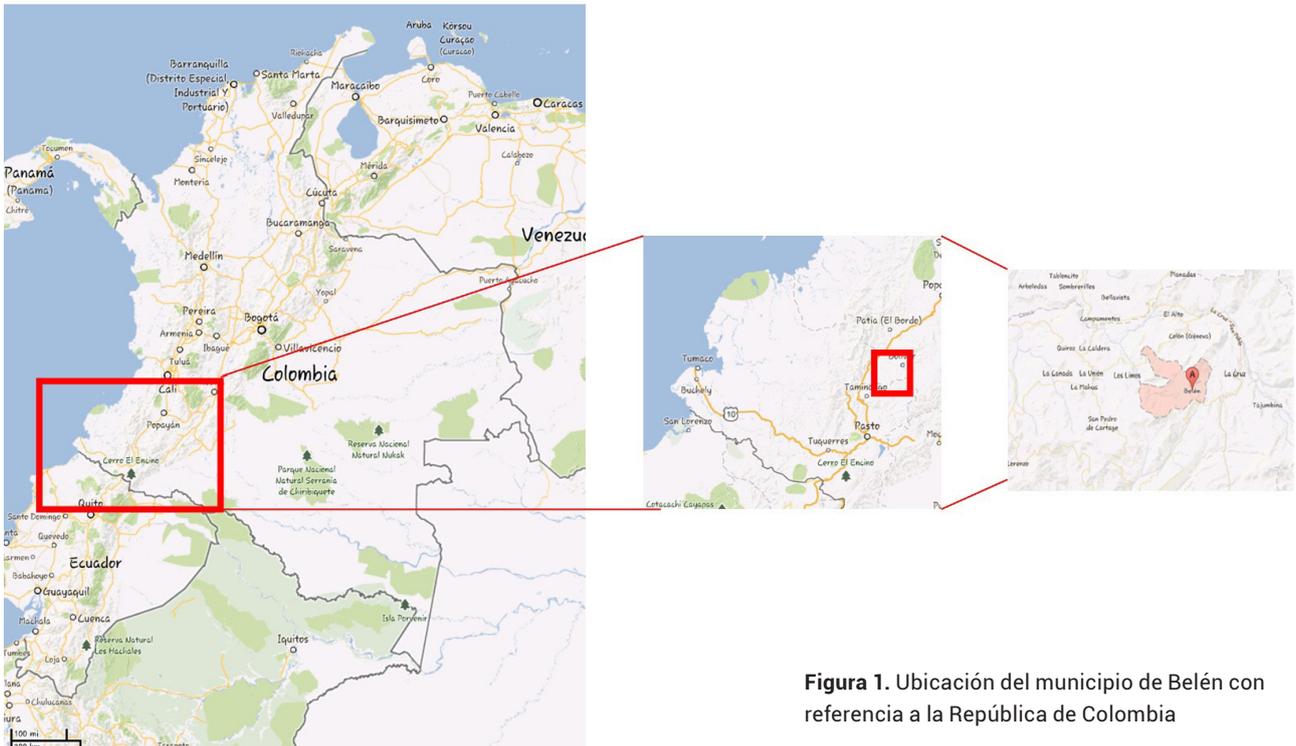
Diferentes especies de plantas superiores se usan como modelo para las pruebas de fitotoxicidad y han sido recomendadas por muchas organizaciones internacionales para la determinación de los efectos ecológicos de sustancias tóxicas y para pruebas estándar de toxicidad (ISO, 1995; USEPA, 1996; OECD, 2003). Para estas pruebas se usan particularmente dos puntos respuestas como la germinación de semillas y la elongación de la raíz (Lyu et al., 2018; Rede et al., 2019; Aragão et al., 2021).

En el presente capítulo se comparten los principales resultados de los estudios de fitotoxicidad utilizando como bioindicadores semillas de *L. sativa* y *B. humidicola* como medio de crecimiento agua de la Quebrada Mocondino (Nariño – Colombia), un cuerpo de agua impactado por la disposición de efluentes de las curtiembres que funcionan en la zona, y los efluentes de estas industrias.

# Materiales y Métodos

## ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en el sur oeste de Colombia, en el Municipio de Belén, Departamento de Nariño, lugar que se caracteriza por tener la producción de cuero más importante de la región, donde funcionan actualmente 45 curtiembres que vierten sus efluentes a la Quebrada Mocondino. La **Fig. 1**, nos muestra la ubicación de Belén con respecto al Departamento de Nariño y la República de Colombia.



**Figura 1.** Ubicación del municipio de Belén con referencia a la República de Colombia

## MEDIOS DE CULTIVO PARA LOS BIOENSAYOS

Para la realización de los bioensayos se recolectaron muestras de la parte alta, media y baja de la quebrada Mocondino, un tramo de 25 kilómetros aproximadamente a lo largo de los cuales se establecieron 3 puntos de muestreo distribuidos de la siguiente forma:

La primera estación se localizó antes del ingreso de la quebrada Mocondino al casco urbano de Belén

La segunda estación se ubicó en la parte baja de la quebrada, al abandonar su paso por el municipio de Belén, y una vez ha recibido las descargas de los efluentes de curtiembre.

La tercera estación se localizó en aguas de la quebrada Los Molinos, aguas debajo de la quebrada Mocondino.

La georreferenciación de los puntos de muestreo puede observarse en la **Fig. 2**.

Un cuarto medio de cultivo para la realización de los bioensayos fue el efluente del proceso de curtido recolectado en una de las curtiembres de la zona.

Las características físico-químicas de los puntos mencionados anteriormente se pueden observar en las **tablas 1 y 2**.



**Figura 2.** Localización geográfica de los puntos de muestreo

Parámetro	Unidades	Punto 1		Punto 2		Punto 3	
		Promedio	DesvEst	Promedio	DesvEst	Promedio	DesvEst
<b>pH</b>	pH	6,90	0,29	7,89	0,75	6,15	6,56
<b>OD</b>	mg/L	6,03	0,77	ND	ND	4,14	4,88
<b>ST</b>	mg/L	421,00	216,83	902,10	491,49	155,00	375,30
<b>Conductividad</b>	µs/cm	330,18	192,66	717,47	311,83	131,15	365,06
<b>Color</b>	UPC	30,33	9,15	88,17	58,20	17,13	34,81
<b>Turbiedad</b>	UNT	18,63	6,12	74,67	21,05	12,21	33,79
<b>Acidez</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	25,58	19,99	17,43	15,66	6,15	21,53
<b>Alcalinidad</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	43,73	24,18	99,89	39,91	27,50	49,96
<b>Cloruros</b>	mg/L	129,60	68,75	368,43	368,87	0,01	92,02
<b>Sulfatos</b>	mg/L	103,34	53,27	134,28	129,15	0,01	60,85
<b>NO<sub>3</sub></b>	mg N-NO <sub>3</sub> /L	ND*	ND	0,59	0,64	0,01	0,11
<b>Dureza Total</b>	mg CaCO <sub>3</sub> /L	40,58	18,48	76,60	56,30	0,01	45,95
<b>Ca</b>	mg/L	157,02	146,91	265,77	236,85	0,01	169,32
<b>Mg</b>	mg/L	94,38	56,03	89,63	101,62	0,01	58,22
<b>K</b>	mg/L	22,65	11,29	61,29	29,42	7,23	26,65
<b>Cr total</b>	mg/L	ND	ND	1,43	0,82	0,09	0,05
<b>Cr VI</b>	mg/L	ND	ND	0,39	0,10	0,03	0,01
<b>Cr III</b>	mg/L	ND	ND	1,07	0,52	0,06	0,02
<b>COT</b>	mg C/L	1,26	0,25	5,07	2,00	1,15	2,19
<b>DBO<sub>5</sub></b>	mg O <sub>2</sub> /L	4,90	1,36	92,16	34,45	21,23	37,66
<b>DQO</b>	mg O <sub>2</sub> /L	27,98	12,75	233,85	77,21	56,24	85,27

**Tabla 1.** Calidad de agua quebrada Mocondino usada como medio de crecimiento

\*ND: No detectado

Parámetros	Efluente proceso de curtido
pH	5,72
Sólidos Totales (mg/L)	7876,4
Sulfatos (mg/L)	3786,2
Cloruros (mg/L)	3452,8
Cromo (mg/L)	22,4
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	5313,4
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	24253,6
Grasas y Aceites (mg/L)	1398,8
Sulfuros (mg/L)	145,4

**Tabla 2.** Parámetros físico – químicos del efluente de curtiembre usado como medio de crecimiento

## BIOENSAYOS DE TOXICIDAD

Para dar cumplimiento a los objetivos planteados en este trabajo se realizaron bioensayos de toxicidad con semillas de plantas superiores: *L. sativa* y *B. humidicola*. Se diseñaron pruebas estáticas de toxicidad aguda (120 h de exposición) en las que se evaluaron los efectos fitotóxicos del agua de la quebrada Mocondino y del efluente de curtiembre. Como punto final para la evaluación de los efectos fitotóxicos, se determinó la inhibición en la elongación de la radícula de las semillas.

La obtención de las semillas se realizó en el invernadero de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Nariño (Colombia), evaluando previamente un buen poder germinativo y baja variabilidad en la elongación de la radícula. Los criterios de control del material biológico y del desarrollo de la prueba para el poder germinativo es un porcentaje superior al 90% y un porcentaje de variabilidad inferior al 30%.

Las semillas seleccionadas se almacenaron fraccionadas a 4 °C, en oscuridad y en ambiente seco.

Para el desarrollo de las pruebas se siguió el protocolo sugerido por Díaz-Baéz *et al.*, 2009 con las siguientes consideraciones:

## PREPARACIÓN DE LAS DILUCIONES

Para realizar una curva dosis-respuesta se prepararon cinco diluciones de la muestra de agua de la quebrada Mocondino y del efluente, permitiendo evaluar la toxicidad considerando el intervalo entre el 100 y 1% de la muestra, cuyo equivalente en las concentraciones de cromo se indican en las **tablas 4 - 7**. Para la preparación de cada dilución se utilizó agua dura reconstituida. El agua de dilución se consideró el control negativo y una solución de ZnSO<sub>4</sub>, el control positivo.

Parámetro	Unidad	Consumo Humano Decreto 1575 de 2007
<b>pH</b>	Unidades de pH	6,5/8,5
<b>SST</b>	mg/L	500
<b>Alcalinidad</b>	mg/L	200
<b>Sulfatos</b>	mg/L	250
<b>Cloruros</b>	mg/L	250
<b>Bario</b>	mg/L	0,7
<b>Arsénico</b>	mg/L	0,01
<b>Cadmio</b>	mg/L	0,003
<b>Cr</b>	mg/L	0,05
<b>Plomo</b>	mg/L	0,01
<b>Mercurio</b>	mg/L	0,01
<b>Níquel</b>	mg/L	0,02

**Tabla 3.** Niveles guía de calidad de agua para diferentes usos

## PROTOCOLO DE ENSAYO

Se colocó en cada caja de Petri un disco de papel de filtro, el cuál se satura con 5 ml de la dilución correspondiente. En cada caja se depositaron 20 semillas. Se taparon las cajas, se empacaron y se dispusieron en un lugar oscuro durante el periodo de ensayo. Se incubaron durante 120 h a una temperatura de  $22 \pm 2$  °C. Se realizaron 3 repeticiones para cada dilución ensayada.

## MEDIDA DE LOS PUNTOS FINALES DE EVALUACIÓN DE LA FITOTOXICIDAD

Terminado el periodo de exposición (120 h), se procedió a medir el efecto en la elongación de la radícula, operación que se repitió en cada una de las diluciones de las muestras y los controles (Díaz-Baez, *et al.*, 2009).

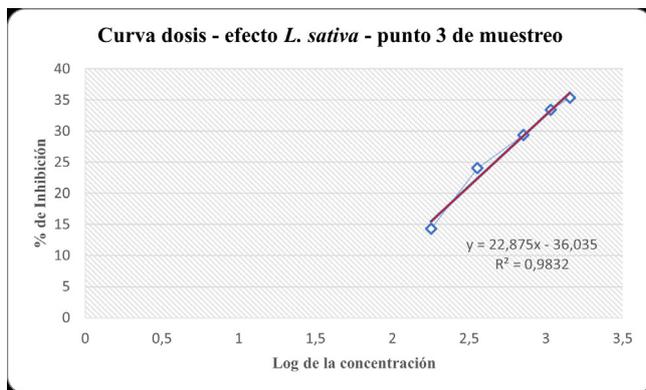
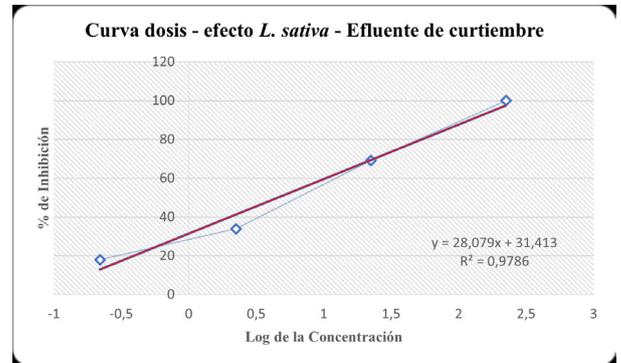
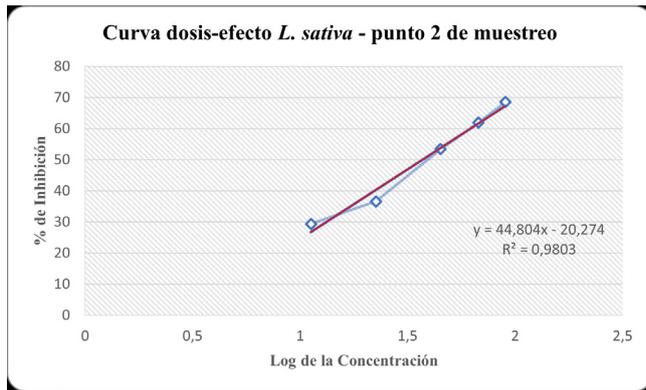
Con los datos recabados se realizan los siguientes cálculos:

- Promedio y desviación estándar de la elongación de la radícula de las plántulas de cada repetición.
- Porcentaje de inhibición del crecimiento de la radícula, con el promedio de elongación para cada dilución respecto del promedio de elongación del control negativo.

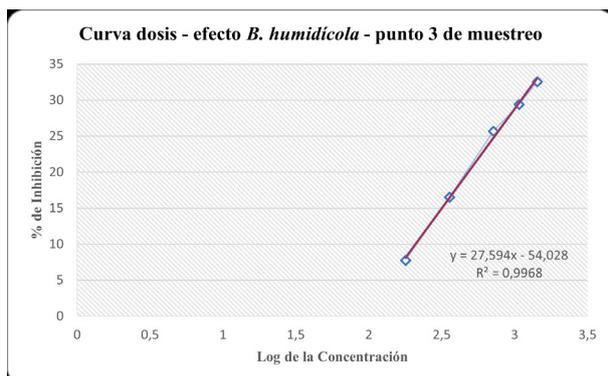
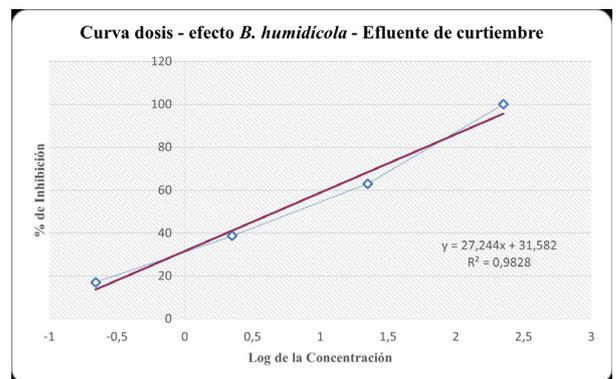
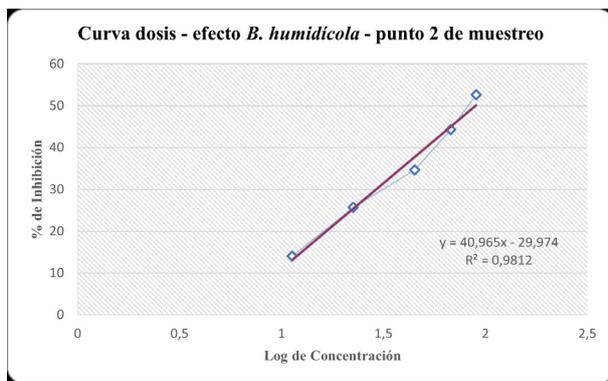
Se elaboró la gráfica dosis-respuesta, correspondiendo al porcentaje de inhibición Vs la concentración de las soluciones. Con esos datos se calculó el 50% de inhibición (CI50) para cada punto final evaluado.

La expresión matemática utilizada para realizar el cálculo es la siguiente:

$$\% \text{ Inhibición de Crecimiento radicular} = \frac{\text{Promedio del control Negativo} - \text{Promedio por concentración}}{\text{Promedio del control Negativo}} \times 100$$



**Figura 3.** Curva dosis efecto para *L. sativa* y muestras de Quebrada Mocondino (puntos 2 y 3) y efluente de curtiembre



**Figura 4.** Curva dosis efecto para *B. humidicola* y muestras de Quebrada Mocondino (puntos 2 y 3) y efluente de curtiembre

Dilución agua de la quebrada (%v/v)	Elongación promedio (mm)		% Inhibición	
	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>
0	39,98	78,35		
12,5	32,25	75,68	19,33	3,41
25	31,04	67,22	22,36	14,21
50	30,11	60,37	24,69	22,95
75	29,77	58,03	25,54	25,93
100	28,81	56,21	27,94	28,26

**Tabla 4.** Inhibición de crecimiento radicular con medio de crecimiento el punto 1 de la quebrada Mocondino

Concentración de Cr (µg/L)	Elongación promedio (mm)		% Inhibición	
	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>
0,00	39,98	78,35		
11,25	28,24	67,37	29,36	14,01
22,50	25,33	58,21	36,64	25,71
45,00	18,62	51,18	53,43	34,68
67,50	15,23	43,66	61,91	44,28
90,00	12,57	37,12	68,56	52,62

**Tabla 5.** Inhibición de crecimiento radicular con medio de crecimiento el punto 2 de la quebrada Mocondino

Concentración de Cr (µg/L)	Elongación promedio (mm)		% Inhibición	
	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>
0	39,98	78,35		
178,75	34,26	72,27	14,31	7,76
357,50	30,37	65,4	24,04	16,53
715,00	28,23	58,23	29,39	25,68
1072,50	26,61	55,31	33,44	29,41
1430,00	25,84	52,86	35,37	32,53

**Tabla 6.** Inhibición de crecimiento radicular con medio de crecimiento el punto 3 de la quebrada Mocondino

Concentración de Cr (µg/L)	Elongación promedio (mm)		% Inhibición	
	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>	<i>L. sativa</i>	<i>B. humudicola</i>
0,00	39,98	78,35		
0,22	32,81	65	17,93	17,04
2,24	26,45	48	33,84	38,74
22,40	12,33	29	69,16	62,99
224,00	0	0	100	100

**Tabla 7.** Inhibición de crecimiento radicular con medio de crecimiento efluente del proceso de curtido

## Resultados y Discusión

Las tablas 4 a 7 muestran los resultados de los porcentajes de inhibición de crecimiento de las radículas en las semillas de lechuga y la especie forrajera en los medios estudiados.

El punto 1 seleccionado para este estudio, corresponde a la quebrada antes de su ingreso al casco urbano de la población. Como puede observarse en la **tabla 1**, los parámetros físico-químicos de la quebrada en este sector, son característicos de los cuerpos de agua no intervenidos (Álvarez-Cabria et al., 2016; Giri, 2021; Tiyasha et al., 2020). Los datos de inhibición para *L. sativa* muestran que el crecimiento radicular se ve inhibido en un porcentaje máximo del 27,98% a la mayor concentración, lo cual indica que el agua de la quebrada en este punto no presenta toxicidad para la especie en estudio (**Tabla 4**)

El punto 2 corresponde al lugar donde se vierten los efluentes de curtiembre a la quebrada Mocondino. En este punto varios parámetros exhiben valores por encima de lo recomendado en el Decreto 1575 de 2007, por medio del cual se establece el sistema para la protección y control de la calidad del agua para consumo humano en Colombia (Decreto 1575, 2007). La tabla 3 muestra los niveles guía para los parámetros analizados. En este punto se observan altas concentraciones de Cr (1,43 mg/L), disminución en los valores de oxígeno disuelto (hasta valores no detectados de O<sub>2</sub>/L) e incrementos considerables en parámetros como DQO (233,85 mg O<sub>2</sub>/L) y DBO5 (92,16 mg O<sub>2</sub>/L). La **tabla 5** indica que existe un efecto inhibitorio superior al 50% para *L. sativa*. Es decir, si se compara con los resultados obtenidos en el punto 1, ubicado aguas arriba del vertido, se observa la existencia de una afectación de la calidad de agua de la quebrada debida fundamentalmente al vertimiento de los efluentes industriales. La curva dosis efecto, arroja la ecuación de la recta, que describe el comportamiento del sistema (**Figura 3.a.**). De esos valores se calcula la constante de inhibición cuando se ha alcanzado el 50% del efecto, siendo en este caso CI50 de 530 µg/L de Cr.

El punto 3 corresponde a la estación de muestreo ubicada aguas abajo del vertido de los efluentes, donde los parámetros que estaban alterados recobran sus valores normales. **La tabla 6 y la figura 3.b.** muestran que en ninguna de las concentraciones se alcanzó un efecto de inhibición del crecimiento radicular de *L. sativa* superior al 50%. Resulta importante mencionar que este punto presenta valores de caudal más altos que los puntos anteriores, por lo cual puede notarse la dilución de los efluentes y por lo tanto el efecto tóxico de los mismos puede verse disminuido.

Con respecto a los resultados obtenidos utilizando como medio de cultivo el efluente del proceso de curtido para *L. sativa*, se observa que se alcanzó la inhibición del 50% en concentración mayor a 20 µg/L. Con los datos obtenidos de la regresión lineal, se calculó una IC50 de 4,4 µg/L (**Tabla 7, Figura 3.c.**)

Los ensayos descritos anteriormente se realizaron también con una especie forrajera de la zona B. húmeda ampliamente utilizada en producción ganadera en la zona.

En el punto 1, no se encontró una inhibición del 50%. Su valor máximo en este punto fue de 28,26% un valor cercano al observado para *L. sativa* en el mismo punto de la zona de estudio de este trabajo (**Tabla 4**).

En el punto 2 de muestreo, el 50% de inhibición de encuentra en un valor cercano al 100%, es decir, se hace evidente que existe un efecto en el crecimiento radicular, debido a la descarga de efluentes en este punto de la quebrada. A partir de los coeficientes de la ecuación de regresión, se calcula el CI50 para esta muestra, siendo de 1420 µg/L (Tabla 5, Figura 4.a.).

Aguas abajo, en el punto 3 de muestreo, el agua no inhibe en porcentajes superiores al 32,53% el crecimiento de la radícula de las semillas forrajeras (**Tabla 6, Figura 4.b.**).

Para el caso del efluente se observaron altos porcentajes de inhibición a concentraciones más altas. Con los resultados obtenidos se calcula IC50, siendo en este caso 4,4 µg/L (**Tabla 7, Figura 4.c.**).

La experiencia de ecotoxicidad con las semillas de *L. sativa*, en el agua de la quebrada Mocondino, demuestran que existe un efecto de inhibición en el crecimiento radicular y que este guarda una relación directa con la concentración de la muestra. En los puntos 1 y 3, la inhibición no alcanza el 50%. Sin embargo, en el punto 2 la inhibición observada supera ese porcentaje en ambos casos. Los valores de CI50 calculados, demuestran que las semillas de *L. sativa* presentan menores valores, mostrando así, una mayor sensibilidad a los componentes de la columna de agua.

En el caso de las experiencias con el agua del efluente, como era de esperar, se observa que la inhibición del crecimiento se incrementa en función de la concentración del efluente en el medio de crecimiento. Los valores de CI50 calculados, indican que la lechuga es más sensible a la acción de los tóxicos del efluente que las semillas de forraje.

Varios autores afirman que existe dificultad para comparar los resultados entre estudios, dada la variedad de condiciones físicoquímicas utilizadas para hacer las pruebas y que pueden contribuir a las diferencias observadas (Aragão et al., 2021; Charles et al., 2011; Lyu et al., 2018; Nassour et al., 2021).

Si bien el Cr es uno de los elementos de mayor toxicidad en los efluentes de curtiembres, otras sustancias pueden contribuir al efecto sinérgico que aumenta el efecto inhibitorio en el crecimiento de la raíz, como ocurre en el estudio de la toxicidad de mezclas. Atribuimos a esta razón que los valores de IC50 calculados en este estudio sean menores a los reportados por otros autores (Chagas et al., 2019; Guimarães et al., 2019; Vignati et al., 2019)

## Conclusiones

En este trabajo, se analizaron los efectos fitotóxicos del agua de la Quebrada Mocondino (Nariño – Colombia), un cuerpo de agua impactado por la disposición de efluentes de las curtiembres que funcionan en la zona, y los efluentes de estas industrias sobre semillas de *L. sativa* y *B. humidicola*.

Si se comparan los resultados obtenidos usando agua del río y el efluente, se puede concluir que con la utilización del efluente como medio de crecimiento, la elongación de la raíz disminuye en proporciones más altas, en comparación con el agua de la quebrada.

Esta experiencia corrobora la utilidad de las pruebas de ecotoxicidad, al dar muestra de su versatilidad, su economía y la facilidad de implementarlas en el laboratorio en condiciones controladas.

Si bien *L. sativa* y *B. humidicola* no son especies representativas de ecosistemas acuáticos, la información generada a partir de estas pruebas de toxicidad proporciona datos acerca del posible efecto de los contaminantes en las comunidades vegetales cercanas a las márgenes de cuerpos de agua contaminados, siendo también especies interesantes de considerar por su importancia desde el punto de vista hortícola.

## Bibliografía

Álvarez-Cabria, M., Barquín, J., & Peñas, F. J. (2016). Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. *Science of The Total Environment*, 545-546, 152-162. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109>

Aragão, F. B., Duarte, I. D., Fantinato, D. E., Galter, I. N., Silveira, G. L., dos Reis, G. B., Andrade-Vieira, L. F., & Matsumoto, S. T. (2021b). Toxicogenetic of tebuconazole based fungicide through *Lactuca sativa* bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 213, 111985. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111985>

Bidwell, J. R. (2020). Chapter 36—In vivo ecotoxicology models. En C. N. Pope & J. Liu (Eds.), *An Introduction to Interdisciplinary Toxicology* (pp. 507-523). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813602-7.00036-3>

Bjerregaard, P., Andersen, Christian B. I., & Andersen, O. (2022). Chapter 26—Ecotoxicology of metals—Sources, transport, and effects on the ecosystem. En G. F. Nordberg & M. Costa (Eds.), *Handbook on the Toxicology of Metals (Fifth Edition)* (pp. 593-627). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823292-7.00016-4>

Chagas, T. Q., da Silva Alvarez, T. G., Montalvão, M. F., Mesak, C., Rocha, T. L., da Costa Araújo, A. P., & Malafaia, G. (2019). Behavioral toxicity of tannery effluent in zebrafish (*Danio rerio*) used as model system. *Science of The Total Environment*, 685, 923-933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.253>

Charles, J., Sancey, B., Morin-Crini, N., Badot, P.-M., Degiorgi, F., Trunfio, G., & Crini, G. (2011). Evaluation of the phytotoxicity of poly-contaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(7), 2057-2064. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.025>

Decreto 1575 DE 2007 (2007). Decreto por el cual se establece el Sistema para la Protección y Control de la Calidad del Agua para

Consumo Humano de la República de Colombia.

Díaz Báez, M. C., Bustos López, M. C., & Espinosa Ramírez, A. J. (2009). Pruebas de toxicidad acuática: fundamentos y métodos. *Ingeniería e Investigación*, 29(1), 142-142.

Giri, S. (2021). Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. *Environmental Pollution*, 271, 116332. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116332>

Gross, E. (2019). 1—Chemical Ecology and Ecotoxicology. En E. Gross & J. Garric (Eds.), *Ecotoxicology* (pp. 1-31). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-1-78548-314-1.50001-8>

Guimarães, A. T. B., de Oliveira Ferreira, R., de Souza, J. M., da Costa Estrela, D., Talvani, A., Souza, D. M. S., Rocha, T. L., & Malafaia, G. (2019). Evaluating the reproductive toxicology of tannery effluent in male SWISS mice. *Science of The Total Environment*, 648, 1440-1452. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.253>

ISO 11269-2, (1995). Soil Quality-determination of the Effects of Pollutants on Soil Flora. Part 2: Effects of Chemicals on the Emergence of Higher Plants. International Organization for Standardization, Genève, Switzerland

Lyu, J., Park, J., Kumar Pandey, L., Choi, S., Lee, H., De Saeger, J., Depuydt, S., & Han, T. (2018). Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in *Lactuca sativa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 225-232. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.006>

Manahan S. (2002). *Environmental Chemistry*, 7th Edition. 876p

Nassour, C., Nabhani-Gebara, S., Barton, S. J., & Barker, J. (2021). Aquatic ecotoxicology of anticancer drugs: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 800, 149598. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149598>

OECD (2003). Organisation for Economic Cooperation and Development: OECD Guideline 208. Terrestrial Plant Test: 208; Seedling Emergence and Seedling Growth Test.

Planes, E. I., & Fuchs, J. S. (2015). Cuales son los aportes de la ecotoxicología a las regulaciones ambientales. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/48860>

Rede, D., Santos, L. H. M. L. M., Ramos, S., Oliva-Teles, F., Antão, C., Sousa, S. R., & Delerue-Matos, C. (2019). Individual and mixture toxicity evaluation of three pharmaceuticals to the germination and growth of *Lactuca sativa* seeds. *Science of The Total Environment*, 673, 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.432>

Rodríguez Becerra, Manuel. (2008). Ingeniería y medio ambiente. *Revista de Ingeniería*, (26), 56-63.

Sandermann, H. (2004). Molecular ecotoxicology of plants. *Trends in Plant Science*, 9(8), 406-413. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2004.06.001>

Scott, J., & Minghetti, M. (2020). Chapter 34 - Toxicity testing: In vitro models in ecotoxicology. En C. N. Pope & J. Liu (Eds.), *An Introduction to Interdisciplinary Toxicology* (pp. 477-486). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813602-7.00034-X>

Serna, C.A. (2010). Economía y medio ambiente. *Apuntes del CENES Vol. 29, (50): 9 - 12*

Suárez Tamayo, Susana, & Molina Esquivel, Enrique. (2014). El desarrollo industrial y su impacto en el medio ambiente. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 357-363

Thoré, E. S. J., Philippe, C., Brendonck, L., & Pinceel, T. (2021). Towards improved fish tests in ecotoxicology—Efficient chronic and multi-generational testing with the killifish *Nothobranchius furzeri*. *Chemosphere*, 273, 129697. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129697>

Tiyasha, Tung, T. M., & Yaseen, Z. M. (2020). A survey on river water quality modelling using artificial intelligence models: 2000–2020. *Journal of Hydrology*, 585, 124670. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124670>

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (1996). *Ecological Effects Test Guidelines (OPPTS850.4200): Seed Germination/root Elongation Toxicity Test*.

Vergauwen, L. (2018). Application of adverse outcome pathways (AOPs) in ecotoxicology – A multi-taxon AOP network to reduce animal testing. *Toxicology Letters*, 295, S36-S37. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2018.06.1152>

Vignati, D. A. L., Ferrari, B. J. D., Roulier, J.-L., Coquery, M., Szalinska, E., Bobrowski, A., Czaplicka, A., Kownacki, A., & Dominik, J. (2019). Chromium bioavailability in aquatic systems impacted by tannery wastewaters. Part 1: Understanding chromium accumulation by indigenous chironomids. *Science of The Total Environment*, 653, 401-408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.259>

Zhou, H., Xiang, N., Xie, J., & Diao, X. (2019). Ecotoxicology: The History and Present Direction. En B. Fath (Ed.), *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (pp. 415-423). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10888-7>



# Hacia una seguridad hídrica en las Explotaciones Agropecuarias

TOSOLINI R.

INTA – E.E.A. Rafaela

Ruta 34 km 227 – Rafaela

tosoliniruben@inta.gob.ar

## Resumen

La actividad ganadera afronta diversos desafíos en la actualidad y uno de ellos es lograr un abastecimiento de agua en calidad, cantidad y continuidad.

Mayor carga animal, mayores producciones por vaca, incremento de requerimientos de agua en la limpieza de las instalaciones y equipamientos, han generado una incesante demanda que es respondida en muchos lugares con una infraestructura hídrica sub-dimensionada u obsoleta.

El objetivo del presente trabajo apunta a una concientización a productores y técnicos agropecuarios de la necesidad de una planificación hídrica que permita el abastecimiento de agua para las personas que viven en el campo y para los animales que integran el rodeo de cada establecimiento.

Se plantea la necesidad de establecer el concepto de la "Seguridad Hídrica". La misma se apoya en una fuerte gestión de los recursos hídricos, requiriendo de planes hídricos, con objetivos claros y concretos, metas e indicadores que permitan el abastecimiento de agua para usos múltiples.

Un insumo importante de los planes es la realización de un diagnóstico de la situación hídrica del establecimiento, en la cual se evalúe la demanda, el almacenamiento y la oferta de agua, determinando las causas que originan un abastecimiento de agua deficiente en calidad y/o cantidad actual o futura.

La implementación de planes hídricos que acompañen el incremento de la demanda de los rodeos, permitirán una mejor Gestión de los Recursos Hídricos que redundara en una Seguridad Hídrica de los mismos.

## Palabras clave

Seguridad hídrica, gestión hídrica, planes hídricos, oferta, demanda, almacenamientos

## Introducción

La actividad ganadera afronta, en muchas regiones del país, un desafío importante en pos de lograr un abastecimiento de agua en calidad, cantidad y continuidad/oportunidad, acorde a las demandas que plantea la misma, siendo la explotación tambera una de las actividades agropecuarias de mayor requerimiento hídrico.

Varios factores han contribuido a que en muchos establecimientos no se pueda cumplir totalmente con dichos objetivos, una mayor carga animal, mayores producciones por vaca, mayores requerimientos de agua en la limpieza de las instalaciones y equipamientos, etc., han generado un incremento incesante de la demanda que es respondida en muchos lugares con una infraestructura hídrica subdimensionada u obsoleta.

Además, el recurso natural "agua" es considerado, erróneamente por muchos actores dentro de este ámbito como una "fuente inagotable", pudiendo ser extraídas las cantidades que se necesiten sin límite alguno, y solo es tenido en cuenta en los momentos en los que empieza a faltar o cuando su calidad decae notoriamente.

Por ello, se plantea la necesidad de establecer el concepto de la "Seguridad Hídrica" (4), término muy usado en la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuencas pero que se adapta a las situaciones que están atravesando muchos establecimientos agropecuarios, ya que ellos son parte de una cuenca hídrica.

El concepto de Seguridad Hídrica implica "la disponibilidad de una cantidad y calidad aceptable de agua para la salud, los medios de vida, los ecosistemas y la producción, aunado a un nivel aceptable de riesgos relacionados con el agua a las personas, los ambientes y las economías" (Grey y Sadoff, 2007). Como puede interpretarse, abarca el agua para consumo humano y productivo; y un dato interesante es el concepto de riesgo, un factor que siempre se halla presente en estas situaciones.

La seguridad hídrica se apoya en una fuerte gestión de los recursos hídricos, y como en toda gestión, requiere de un plan que en este caso será hídrico, con objetivos claros y concretos, metas e indicadores que permitan identificar tecnologías que ayuden a lograr el abastecimiento de agua para usos múltiples.

Sería recomendable, cuando se elaboren estos planes hídricos, tener conocimientos mínimos del acuífero que se va a explotar a los fines de poder diseñar sistemas de extracción de agua acordes a las potencialidades de los mismos y que además sean sustentables en el tiempo.

Una fuente importante de información que debiera alimentar a la realización de dichos planes son los diagnósticos hídricos de cada establecimiento agropecuario, cuyo objetivo principal es poder determinar y cuantificar distintos parámetros (oferta, demanda, almacenamientos) a los fines de poder individualizar los problemas actuales o futuros en lo que se refiere al abastecimiento de agua.

El objetivo del presente trabajo apunta a una concientización a distintos actores del sector agropecuario, productores y técnicos, de la necesidad de una planificación hídrica que permita el abastecimiento de agua para las personas que viven en el campo y para los animales que integran el/los rodeo/s de cada establecimiento.

## Material y Método

Los tres componentes que permiten determinar, con bastante certeza, la situación hídrica del establecimiento, son la demanda del rodeo, el almacenamiento actual y la oferta de agua.

## Demanda

La demanda de los rodeos es determinada por el consumo de agua con fines productivos. En lo referido a la actividad tambera se debe agregar todo lo concerniente a la limpieza de las instalaciones del tambo y al ordeño de los animales.

Para el cálculo de la demanda se utilizan tablas orientativas que permiten determinar valores estimados del consumo

de agua de cada animal en función de su estado fisiológico, edad, producción, etc.

Además, existen tablas que orientan sobre los consumos de agua en las instalaciones de los tambos, por ejemplo: limpieza de pisos, ubre, aspersores, ordeñadora, tanque de frío.

La demanda total del rodeo se puede expresar en litros o metros cúbicos por día, por mes, etc.

## Oferta

La oferta está compuesta por dos subcomponentes, uno está asociado a la calidad y el segundo a la cantidad de agua que es suministrada por dicha fuente.

La calidad del agua se puede determinar a partir de un muestreo de la misma y posterior análisis de laboratorio. Es muy importante la representatividad de la muestra, por ello se recomienda que la extracción de la misma se haga bajo protocolo a los fines de poder garantizar la confiabilidad de dichos datos.

El INTA en conjunto con otras instituciones ha desarrollado un protocolo de muestreo de las aguadas (Bavera 2011). Las determinaciones básicas que se deben solicitar son los cationes, aniones, pH, y sólidos totales, y algunas otras complementarias en función del objetivo del muestreo que pueden ser Arsénico, Flúor, Nitratos, Nitritos, Amoníaco, Dureza total (permanente y temporaria, etc.). De esta forma uno puede determinar los porcentajes de sales presente en cada aguada y qué tipos de sales se hallan conformando dicho porcentaje.

En función de los datos obtenidos de los laboratorios y con tablas que son orientativas se puede clasificar el agua de acuerdo al uso al que se destine la misma.

El segundo subcomponente es la cantidad de agua que ofrece dicha fuente (molino, bomba, etc.). El método de cálculo es muy simple, se utiliza un recipiente de volumen conocido, se mide el tiempo que demora la fuente en llenarlo, y por regla de tres simple se obtiene el caudal de agua. Se recomienda hacerlo, como mínimo, tres veces, y se usa el promedio de las mismas.

El dato más difícil de obtener es cuántas horas por día funciona un molino si la fuente de agua es con energía eólica. Se puede estimar dicha cantidad en función del tipo de molino y de los registros de vientos disponibles en cada zona.

En el caso de usar energía eléctrica, es importante que el sistema de extracción de agua esté acorde al potencial del acuífero a los fines de no sobreexplotar al mismo, por ello se recomienda realizar ensayos de bombeo para determinar con certeza el caudal de diseño de dicha perforación, y en función de ello estimar la cantidad de horas que debieran funcionar las bombas.

En el caso de utilizar energía solar, se puede estimar con mayor precisión el volumen diario de extracción en función de las distintas zonas del país, y la potencia de las bombas debiera estar diseñada acorde a la potencialidad de los acuíferos.

En función del balance entre los volúmenes diarios de extracción, los requerimientos de abastecimiento del rodeo y una reserva de agua necesaria, se determinaría si es preciso incrementar el número de fuentes de agua (molinos, bombas, etc.). El caudal a extraer de cada fuente de agua lo que determina las condiciones del acuífero que se ha perforado y no los sistemas de extracción que se decidan implementar de antemano.

## Almacenamientos

La determinación de los volúmenes de cada almacenamiento es relativamente simple, ya sean circulares, rectangulares, tanques de tierra o represas, existiendo fórmulas que permiten el cálculo para la obtención de los mismos.

Cada establecimiento debiera tener un almacenamiento total que cubra no solo la demanda diaria, sino disponer, además, de una reserva de varios días de dicha demanda a los fines de minimizar posibles desabastecimiento de agua producto de rotura de molinos, bombas, falta de intensidad del viento, etc. La cantidad de días depende de varios fac-

tores, como ser qué energía se usa para la extracción de agua, los tiempos necesarios que insumen los servicios de mantenimiento de los molinos y bombas, si vive gente en el campo, etc.

La bibliografía recomienda que el volumen total almacenado debería cubrir entre 3 a 10 días de la demanda.

Una segunda cuestión que se debe plantear, principalmente en los establecimientos lecheros, es si el almacenamiento está ubicado donde la demanda lo exige, existiendo distintas alternativas que permiten llevar el agua a la parcela (gravedad, presurizado, mecánico) aportando con ello múltiples beneficios (ambientales, económicos, sociales).

## Discusión

La importancia de realizar un diagnóstico radica en poder identificar posibles puntos críticos en lo que hace al abastecimiento de agua en calidad y cantidad de los rodeos. La demanda es uno de los componentes a la cual es muy difícil realizar cambios debido a las presiones productivas y económicas con las que debe convivir la gran mayoría de los productores, y debe ser evaluada como un insumo en continuo crecimiento.

Por ello, una gran mayoría de soluciones tecnológicas apuntan a mejorar la oferta de agua con la incorporación de nuevos estudios hidrogeológicos, mejoras en los sistemas de extracción de agua, (molinos que funcionan con menores intensidades de vientos, nuevas energías que se incorporan a dichos sistemas, como el uso cada vez más generalizado de la energía solar), diseños de perforaciones acordes a las características hidrogeológicas de cada lugar, etc.

Un problema muy común en la gran mayoría de los establecimientos agropecuarios es que disponen de almacenamientos que no están acordes a la demanda de los rodeos, muchos de ellos con bajo mantenimiento realizado y ubicados en lugares que no siempre son estratégicos. Este punto resulta muy importante respecto a la gestión del agua en los establecimientos agropecuarios, donde el o los almacenamientos deben estar dimensionados de acuerdo a la demanda actual y futura, más una reserva de varios días de dicho consumo. En función de la planificación que se realice se debieran determinar los lugares de mayor potencialidad para la instalación de estos almacenamientos en el caso de evaluar la posibilidad de llevar agua a la parcela.

## Conclusiones

Las empresas agropecuarias necesitan poner en igualdad de discusión el tema del abastecimiento de agua, tal como se hace con el resto de las actividades que conllevan estos sistemas productivos (alimentos, salud animal, pasturas, rotaciones, etc.).

Deben disponer de planes hídricos que cumplan las demandas de los objetivos productivos actuales y/o futuros de las empresas agropecuarias, pero es indudable que para la confección de los mismos se necesita, previamente, realizar diagnósticos de la situación actual de cada uno de ellos a los fines de poder conocer la calidad de cada fuente de agua, los almacenamientos y las demandas del rodeo, todos insumos importantes para la elaboración de dichos planes.

El plan hídrico debiera contemplar no solo una solución a los problemas del escenario hídrico actual sino el futuro, con objetivos concretos, con metas y etapas que permitan su concreción y que, indudablemente, redundará en una gestión hídrica que posibilitará garantizar la seguridad hídrica de los establecimientos agropecuarios.

## Bibliografía

Bavera G., 2011. Aguas y aguadas para el ganadeo". 4 Edición. [http://www.produccion-animal.com.ar/libros\\_on\\_line/76-Aguas\\_y\\_Aguadas\\_4a\\_CD.pdf](http://www.produccion-animal.com.ar/libros_on_line/76-Aguas_y_Aguadas_4a_CD.pdf).

Charlón V., M. Taverna y Herrero M.A. 2011. "Agua en el tambo" [http://www.aprocal.com.ar/wp-content/uploads/El\\_agua\\_en\\_el\\_tambo.pdf](http://www.aprocal.com.ar/wp-content/uploads/El_agua_en_el_tambo.pdf).

Paris M., Dr. Zucarelli G. y Pagura M.F. 2009. Las miradas del agua. <https://www.argcapnet.org.ar/uploads/institucional/materiales/5a303d1bac05f.pdf>. 2009

UNESCO. 2020. La seguridad hídrica y los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Manual de capacitación para tomadores de decisión. UNESCO – Programa Hidrológico Internacional.

<https://lawetnet.org/wp-content/uploads/2021/02/Manual-La-Seguridad-Hidrica-y-los-ODS.pdf>.

Mendoza L., Rosas D., Zamar S., y Basan Nickisch M. 2011. Protocolo de muestreo, conservación y transporte de muestras de agua.

[https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-protocolo\\_de\\_muestreo\\_de\\_aguas\\_inta.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-protocolo_de_muestreo_de_aguas_inta.pdf).

Tosolini R. 2020. Implemento un plan para lograr seguridad hídrica en mi tambo.

<https://www.clubtambero.org/buenas-practicas/6/gestion-ambiental>.



# Formación de Gestores de Ecosistemas Acuáticos Continentales

**GASPARI F.J. Y CIPPONERI M.**

Universidad Nacional de La Plata – Arg Cap-Net

Eje temático: Gestión Integrada del Agua

Dirección institucional:

Diagonal 113 N° 469 – La Plata - [fgaspari@agro.unlp.edu.ar](mailto:fgaspari@agro.unlp.edu.ar)

Calle 47 N°200 – La Plata - [mcipponeri@ing.unlp.edu.ar](mailto:mcipponeri@ing.unlp.edu.ar)

## Resumen

Los ecosistemas de aguas continentales son recursos naturales fundamentales de la biosfera, debido a que numerosas acciones de desarrollo dependen de ellos y tienen éxito o fracasan según la capacidad funcional o la integridad. Cualquier cambio adverso en su cantidad y calidad está contemplado en el ODS6.6.1, y reduce nuestra capacidad para desarrollarnos de manera sostenible.

Bajo esta consigna, Arg Cap-Net, con el acompañamiento de GWP Argentina y la Dirección Nacional de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos (MAyDS), implementó el curso “Integrando datos para mejorar la protección y restauración de ecosistemas acuáticos” dirigido a gestores y académicos, dictado a distancia desde la plataforma de Cap-Net, donde se alternaron actividades asincrónicas y sincrónicas (talleres).

Se contó con la presencia de profesionales de las 24 provincias asegurando una amplia y diversa cobertura territorial. Se inscribieron 265 postulantes de Argentina y otros países de la región, y debido al cupo se aceptaron 106 argentinos, 81 de los cuales se registraron en la plataforma como alumnos efectivos, aprobando 67 (83%), siendo 51 mujeres (67%) y 16 hombres (33%).

En una encuesta final de curso el 89% de los alumnos opinaron que fue una experiencia buena / excelente y el 88% que fue muy beneficioso para sus objetivos de aprendizaje. Para quienes lo organizamos fue una experiencia enriquecedora, tanto por la participación entusiasta de calificados docentes, como por los debates y las producciones que se ocasionaron en los talleres. Queda como una demanda la réplica del curso adaptada a la realidad regional.

## Palabras clave

ODS661 – ecosistemas acuáticos continentales – capacitación – gestión – cuencas hidrográficas

# Introducción

Los ecosistemas de aguas continentales son recursos naturales fundamentales de la biosfera, debido a que numerosas acciones de desarrollo dependen de ellos y tienen éxito o fracasan según su capacidad funcional o su integridad.

Estos ecosistemas proporcionan servicios ecosistémicos cruciales sostienen los medios de la vida y el desarrollo económico y apoyan la biodiversidad. Desafortunadamente, los ecosistemas de aguas continentales se enfrentan a graves presiones acumulativas que afectan su capacidad para proporcionar estos servicios. Estas presiones incluyen la contaminación y la extracción excesiva para usos socioeconómicos, y se ven agravadas por los impactos del cambio climático, el cambio de uso del suelo y proliferación de las especies invasoras.

Cualquier cambio adverso en la cantidad y calidad de dichos ecosistemas reduce nuestra capacidad para desarrollarnos de manera sostenible. Estos cambios, están contemplados en la agenda de los Objetivos de Desarrollo Sustentable (ODS)<sup>1</sup> a través del ODS 6 AGUA LIMPIA Y SANEAMIENTO, y en particular el 6.6.1. El ODS 6 que expresa la importancia de garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos, y pone énfasis en dos consignas:

**6.a** De aquí a 2030, ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y el saneamiento, como los de captación de agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización.

**6.b** Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento.

Según la Organización de las Naciones Unidas, si bien se ha conseguido progresar de manera sustancial a la hora de ampliar el acceso a agua potable y saneamiento, existen miles de millones de personas (principalmente en áreas rurales) que aún carecen de estos servicios básicos. En todo el mundo, una de cada tres personas no tiene acceso a agua potable salubre, dos de cada cinco personas no disponen de una instalación básica destinada a lavarse las manos con agua y jabón, y más de 673 millones de personas aún defecan al aire libre<sup>1</sup>.

La pandemia de la COVID-19 ha puesto de manifiesto la importancia vital del saneamiento, la higiene y un acceso adecuado a agua limpia para prevenir y contener las enfermedades. La higiene de manos salva vidas. De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud, el lavado de manos es una de las acciones más efectivas que se pueden llevar a cabo para reducir la propagación de patógenos y prevenir infecciones, incluido el virus de la COVID-19. Aun así, hay miles de millones de personas que carecen de acceso a agua salubre y saneamiento, y los fondos son insuficientes <sup>1</sup>.

El ODS 6.6 expresa la necesidad de que al año 2020 se debe proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.

El indicador 6.6.1, descrito como "cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo", tiene por objeto reunir y suministrar datos sobre la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua y la cantidad y calidad del agua que contienen. En varios países se planteó la necesidad de crear FICHAS METODOLÓGICAS DE INDICADORES para todos ODS, siendo un ejemplo Chile cuya ficha es la que se presenta en la Figura 1.

	ID	6.6.1
	ODS	6. Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos.
	Meta	6.6 De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.
	Nombre del Indicador	6.6.1 Cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua con el paso del tiempo.
	Nombre de las Variables Básicas que lo componen	Para las siguientes variables se necesita la información de más de un periodo, de modo de obtener datos de cambios: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cambio en la extensión espacial del ecosistema acuático.</li> <li>• Cambio en la cantidad de agua en el ecosistema acuático.</li> <li>• Calidad de agua de los ecosistemas (indicador 6.3.2).</li> </ul>

**Figura 1.** Ficha metodológica del ODS 661. Fuente: INE, 2019. Adaptación propia.

<sup>1</sup> <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Los desafíos de la gestión sostenible de los ecosistemas giran en gran medida en torno a encontrar el equilibrio entre la necesidad de un desarrollo socioeconómico a corto plazo, que a menudo ejerce una presión adicional sobre los ecosistemas, y la necesidad de proteger y restaurar los ecosistemas para apoyar un desarrollo sostenible a más largo plazo. Este proceso pone el énfasis en comprender la situación y las decisiones en juego, para luego definir un conjunto de acciones y herramientas para la gestión de los ecosistemas relacionados con el agua. Por ello, la aplicación de datos para generar información utilizada para la toma de decisiones es cada vez más esencial para la gestión, protección y restauración de los ecosistemas de aguas continentales.

Los datos son tan valiosos como las decisiones que permiten tomar, incluidos el control del estado de los ecosistemas, la formulación de planes y su implementación y la verificación del cumplimiento de las normas. Comprender cómo acceder y emplear los conjuntos de datos disponibles puede ayudar a mejorar las decisiones para diferentes situaciones y a establecer una comunicación más eficaz entre los interesados.

Bajo la consigna de mejorar la gestión de los ecosistemas acuáticos continentales, se planteó la organización y el dictado del curso *"Integrando datos para mejorar la protección y restauración de ecosistemas de agua continentales"* ofreció a los participantes conocimientos actualizados sobre el concepto y dimensiones de dichos ecosistemas. El mismo forma parte de una de las actividades del proyecto piloto a escala mundial relativo a *"Integrar datos para mejorar la toma de decisiones para la protección y restauración de ecosistemas de aguas continentales"*, una iniciativa diseñada para ayudar a los países a mejorar la performance del indicador 6.6.1 de los ODS *«Cambio en la extensión de los ecosistemas relacionados con el agua a lo largo del tiempo»* y una agenda más amplia de los ODS.

El proyecto piloto fue implementado por la Global Water Partnership (GWP)<sup>2</sup> y la International Development Network for Sustainable Water Management (Cap-Net)<sup>3</sup>, con el apoyo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)<sup>4</sup> y el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD)<sup>5</sup>, bajo la dirección de UNEP-DHI, Centre on Water and Environment is a United Nations Environment Programme (UNEP)<sup>6</sup>, cuyas actividades se implementan en asociación con los gobiernos nacionales.

El proyecto piloto se realizó en tres países: Argentina, Kazajistán y Kenia, entre 2020 y 2022, y su primera parte se instituyó en el dictado del mencionado curso. El propósito del curso fue incrementar la conciencia y la capacidad de los tomadores de decisiones, administradores y profesionales, en la protección y restauración de los ecosistemas de aguas continentales, a través de la participación de múltiples partes interesadas y la aplicación de los conocimientos pertinentes en los procesos de toma de decisiones.

En Argentina, el proyecto fue implementado por la Red Argentina de Capacitación y Fortalecimiento en Gestión Integrada de los Recursos (Arg Cap-Net)<sup>7</sup>, asociada a Cap-Net, y el Foro Argentino del Agua (FAA)<sup>8</sup>, asociación nacional para el Agua de GWP, en conjunto con el Punto Focal para el ODS 6.6.1. que fue la Dirección Nacional de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación<sup>9</sup>.

El objetivo del presente trabajo es presentar la experiencia piloto en formación de tomadores de decisión en gestión de datos para la mejora de los ecosistemas acuáticos continentales con base al ODS 6.6.1

2 <https://www.gwp.org/>

3 <https://cap-net.org/>

4 <https://www.un.org/ruleoflaw/es/un-and-the-rule-of-law/united-nations-environment-programme/>

5 <https://www.undp.org/es>

6 <https://www.unepdhi.org/>

7 <https://www.argcapnet.org.ar/>

8 <https://gwpargentina.info/>

9 <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/agua>

## Material y Métodos

El curso “Integrar datos para mejorar la toma de decisiones para la protección y restauración de ecosistemas de aguas continentales”, fue planteado para incrementar la conciencia y la capacidad de los tomadores de decisiones, administradores y profesionales, en la protección y restauración de los ecosistemas de aguas continentales, a través de la participación de múltiples partes interesadas y la aplicación de los conocimientos pertinentes en los procesos de toma de decisiones.

Los objetivos de aprendizaje se basaron en desarrollar temas teóricos y ejemplos de contextualización, que expresaron:

- Las características, funcionamiento y valor de los ecosistemas de aguas continentales.
- Enfoques para proteger y restaurar ecosistemas de aguas continentales.
- Familiarización con técnicas y plataformas para la recolección, acceso, análisis y visualización de datos de ecosistemas de aguas continentales y su contribución a la toma de decisiones en diferentes niveles.
- Capacidad para aplicar e integrar diversas fuentes de datos para la gestión de ecosistemas de aguas continentales.

El dictado del curso se implementó bajo una estructura tipo en línea (a distancia) desde la plataforma virtual de Cap-Net, donde los participantes tuvieron la oportunidad de manejar su ritmo dentro de ciertos límites. Se desarrolló en seis semanas, en las cuales se alternaron actividades asincrónicas y sincrónicas talleres. Además, se contó con una semana pre-curso, antes del inicio de las actividades, destinada a la familiarización con el manejo en el Aula Virtual.

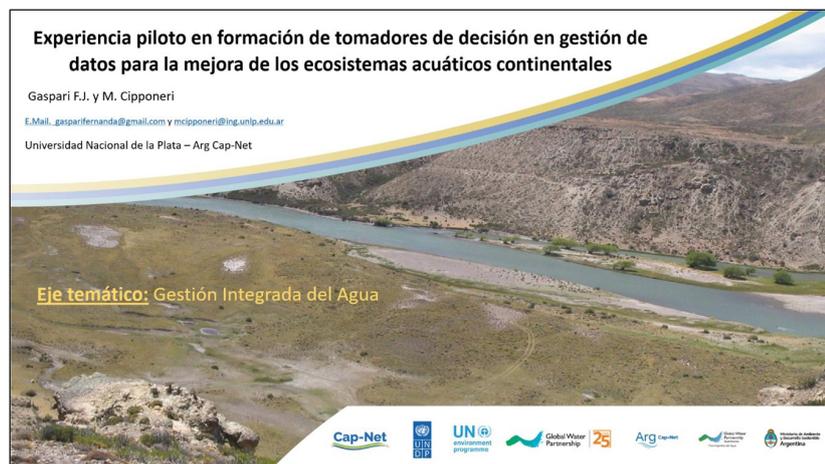
Se dispuso, para cada uno de los 4 módulos, de un video introductorio explicativo, más un conjunto de clases cortas grabadas exponiendo temas específicos, como así también material de lecturas obligatorias y complementarias. Además, se habilitaron foros de discusión para los dos talleres integradores y una serie de preguntas de autoevaluación, de opción múltiple, para pasar de un módulo a otro y poder así completar el curso.

La participación en los talleres fue obligatoria, lo mismo que la resolución de cuestionarios de autoevaluación semanales.

El curso fue organizado por las siguientes temáticas por módulo:

1. Estructura, funciones y valor de los ecosistemas de aguas continentales.
2. Protección y restauración de ecosistemas de aguas continentales.
3. Gestión de datos para la toma de decisiones.
4. Explorador de Ecosistemas de Agua Dulce (Freshwater Ecosystem Explorer)

La **Figura 2** muestra la presentación general en la plataforma virtual del curso ante el alumnado.



**Figura 2.** Presentación general virtual del curso ante el alumnado. Fuente: Elaboración propia.

**Los contenidos de la capacitación se desarrollaron de la siguiente manera:**

- Los módulos 1 y 2 se centraron en mejorar la comprensión de los tomadores de decisiones y los profesionales en la protección y restauración de ecosistemas de aguas continentales y proporcionaron ejemplos de los procesos que pueden emplearse en la identificación de ecosistemas prioritarios y en el desarrollo de planes de acción.
- El módulo 3 examinó cómo se pueden utilizar los datos para mejorar la toma de decisiones con referencia específica a las fuentes de datos y las herramientas prácticas disponibles para la protección y restauración de dichos ecosistemas.
- El módulo 4 proporcionó orientación sobre el uso y las aplicaciones de la Plataforma Exploradora de Ecosistemas de Agua Dulce del ODS 6.6.1, recientemente desarrollada por PNUMA, siendo la misma de referencia mundial para el seguimiento de la meta 6.6.1 de los ODS.

Durante las semanas 1, 2, 4 y 5, en cada módulo del curso (1, 2, 3 y 4 respectivamente), los participantes aportaron opiniones sobre consignas presentadas por los docentes, en los foros semanales. Los viernes de esas semanas, se desarrollaron encuentros sincrónicos, en el horario de 14 a 18 hs donde se intercambiaron ideas en talleres.

- Luego de los módulos 1 y 2 (semana 3) se desarrolló un Taller Integrador 1 con el objetivo de internalizar conocimientos sobre los temas desarrollados hasta el momento, y lo mismo se realizó luego del dictado de los módulos 3 y 4 (semana 6), con el Taller Integrador 2.
- Para los dos Talleres Integradores, se analizaron consignas presentadas en los Foros de la tercera y sexta semana, y los viernes fueron las actividades sincrónicas.

La secuencia "Foro – Taller Integrador" se propuso como un espacio de trabajo complementario y concurrente, donde la realización de los Foros (previos al taller) tenían como objetivo crear un clima propicio de colaboración (Caldeiro, 2016), al mismo tiempo que fueron un ámbito de reflexión e intercambio asincrónico entre los participantes y de éstos con el equipo de coordinación (integrado por el organizador del foro taller y el cuerpo docentes de los módulos), también resultó en un insumo para el diseño del taller, el cual recuperó las conclusiones del foro para su diseño y realización.

Los Foro – Taller Integrador expresaron el objetivo de brindar un espacio de reflexión debate e intercambio de ideas que retroalimenten los contenidos del curso y que a su vez vislumbren espacios de continuidad del trabajo iniciado en el marco del proyecto piloto.

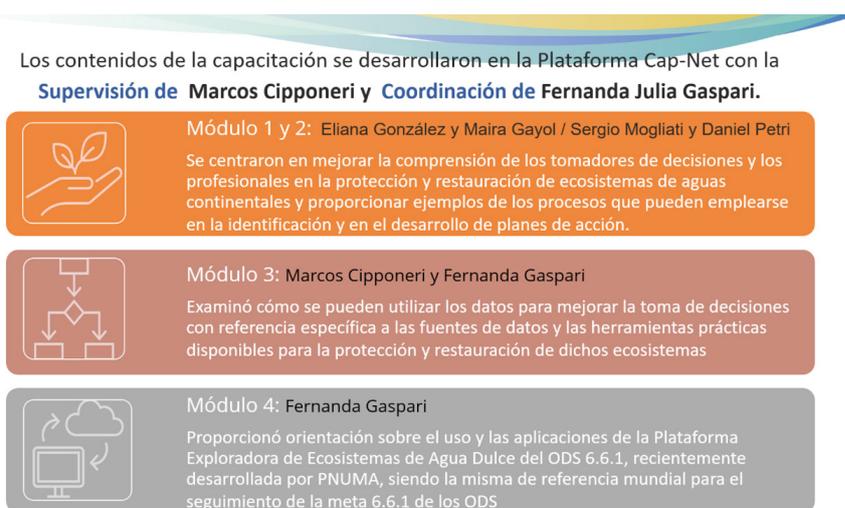
A partir de esta concepción inicial, los objetivos específicos fueron los siguientes:

- Reflexionar e integrar saberes a partir de los contenidos impartidos en los módulos respectivos.
- Incorporar al proceso de aprendizaje la apropiación local como resultado de la propia práctica, promoviendo el intercambio de experiencias y el aprendizaje recíproco.

Con base en estos objetivos se planteó el desarrollo de una actividad combinada, en la cual, durante los primeros cuatro días se llevó a cabo un foro con base en un conjunto de consignas dadas, y cuyas conclusiones principales alimentaron el desarrollo del taller.

El plantel docente estuvo conformado por profesores de las cuatro Maestrías sobre gestión de los recursos hídricos y del ambiente que se implementan en el ámbito de las Universidades Nacionales miembros de ArgCapNet, complementados por docentes calificados de otras Universidades Nacionales y de Organizaciones dedicadas a la gestión de los recursos hídricos y el ambiente, los que conformaron un calificado equipo de facilitadores de las actividades llevadas a cabo en el marco del curso (Figura 3).

**Figura 3. Plantel docente por módulo. Fuente: Elaboración propia.**



Particularmente en el segundo Foro – Taller Integrador, cabe destacar que la coordinación de la capacitación invitó a participar y exponer al señor Stuart Crane, Coordinador del programa Explorador de ecosistemas de agua dulce, que permite aprovechar información disponible con similar alcance para todos los continentes para rastrear, monitorear y mejorar la salud de los ecosistemas de agua dulce, disponible en la Plataforma <https://www.sdg661.app/>, que es la Iniciativa mundial de seguimiento del agua dulce, y permite obtener información sobre el seguimiento y la presentación de informes sobre el ODS 661 (Figura 4).

**Figura 4. Plantel docente por Foro – Taller Integrador. Fuente: Elaboración propia.**



El curso ha sido diseñado para aquellos profesionales que desempeñan un papel trascendente en la protección y restauración de los ecosistemas de aguas continentales en sus respectivas regiones, a saber:

Tomadores de decisiones, instituciones con mandato y partes interesadas en infraestructura, agua, silvicultura, agricultura, cambio climático, biodiversidad, uso del suelo y ordenación del territorio, que pueden influir en los marcos para la restauración y / o protección de ecosistemas objetivo;

Personas que trabajan en organizaciones multilaterales y bilaterales que apoyan la restauración y / o protección de cuencas y ecosistemas de aguas continentales.

Personas que trabajan en el sector privado, fundaciones y otros inversores no tradicionales en ecosistemas de aguas continentales.

Se le prestó especial atención al balance de género entre los participantes y la distribución equitativa de representantes de todo el país. El curso estuvo abierto a un máximo de 100 participantes.

Al finalizar el curso, los organizadores realizaron una encuesta final a todos los participantes que finalizaron el curso, la cual brindó la opinión sobre el desarrollo, los contenidos, los docentes y de las actividades desarrolladas en la plataforma Cap-Net.

## Resultados y Discusión

El curso contó con la presencia de gestores y académicos de las 24 provincias, todos vinculados a la temática de la gestión de cuencas y/o de los ecosistemas acuáticos, asegurando de esta forma una amplia y diversa cobertura territorial.

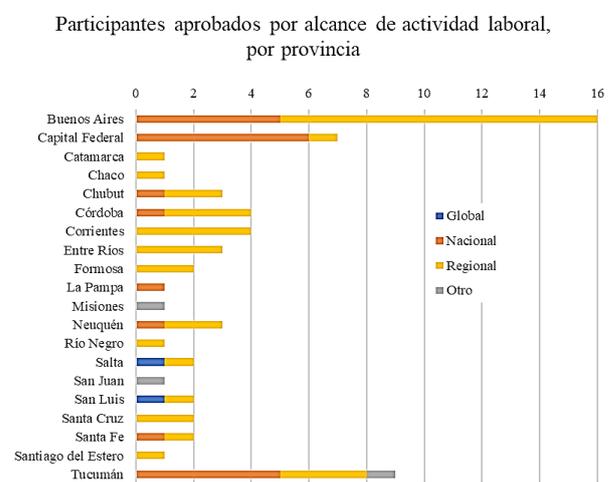
El amplio interés que despertó el mismo, diseñado para la Argentina, fue plasmado en más de 265 postulaciones de Argentina y otros países de la región, de las cuales sólo se pudieron aceptar del 40% de las mismas (106 inscripciones aceptadas) por cuestiones organizativas, lo cual nos permite pensar en la posibilidad de implementar una réplica adaptada a la realidad regional.

Del total de alumnos aceptados, ingresaron a la plataforma 81, aprobaron 67 (83%), de los cuales 51 de ellos fueron mujeres (67%) y 16 hombres (33%).

A continuación, en la Figura 5, se presenta la distribución del alumnado con la aprobación de la capacitación por provincia. Se visualiza que la mayoría de las provincias tuvo un predominio de representantes femeninas, siendo exclusiva en ocho, y sólo en cuatro con presencia única de hombres.



**Figura 5. Participantes del curso según provincia.**  
Fuente: Elaboración propia.



**Figura 6. Participantes aprobados según actividad laboral, por provincia.**  
Fuente: Elaboración propia.

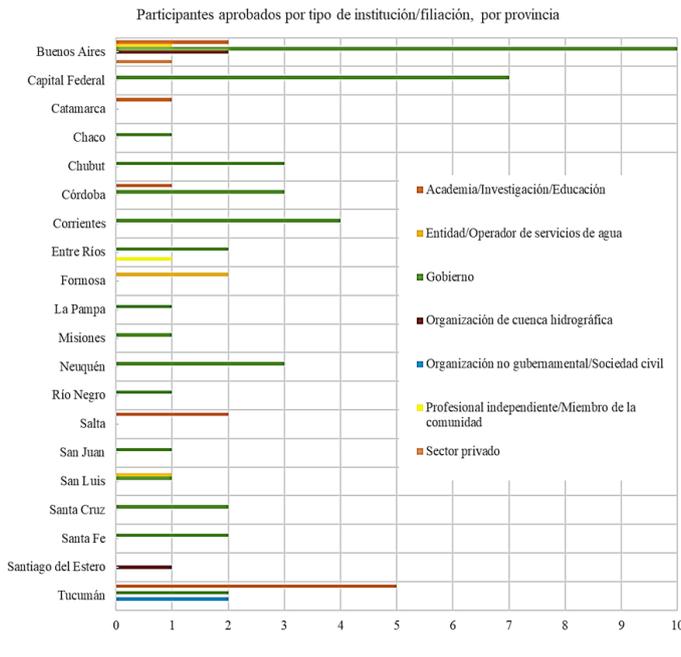
En relación con el alcance según su actividad laboral, el 60 % de los participantes es de características regionales y el 32 % de incidencia nacional, siendo resto de funciones de otro tipo de alcance territorial, como se muestra en la Figura 6.

Por último, se analizó el tipo de institución de la que provienen los participantes que aprobaron la capacitación, lo cual se puede ver en la **Figura 7**, donde expresa que el 66,7% realizan actividades a nivel gubernamental, el 16,7% se desarrolla en la academia, con funciones de investigación y/o educación, el 6,1% realiza tareas en diferentes clases de entidades y/u operadores de servicios de agua, y el 4,4% trabaja en alguna organización de cuencas. En relación con desarrollar funciones en alguna organización no gubernamental y/o sociedad civil está evidenciada por un 3% de los participantes. También hubo un 1,5% de profesionales independientes y miembros de la comunidad y la misma cantidad con personas que trabajan en el sector privado.

Las **Figuras 5 y 6** expresan el predominio de la provincia de Buenos Aires, porque el 24,2% de los participantes fueron bonaerenses, el 13,6% de Tucumán, el 10,6% de Ciudad de Buenos Aires, el 6,1% de Corrientes, el 4,5% de cada una de las siguientes: Chubut, Córdoba, Entre Ríos y Neuquén. El 2% de Salta, Santa Fe, San Luis, Formosa y Santa Cruz, en cada una. Por último La Pampa, Misiones, Río Negro, Santiago del Estero, Catamarca, Chaco, San Juan y Córdoba están representadas por el 1,5% cada una.

En la **Figura 7** se muestra la participación por instituciones o filiaciones que representa el alumnado.

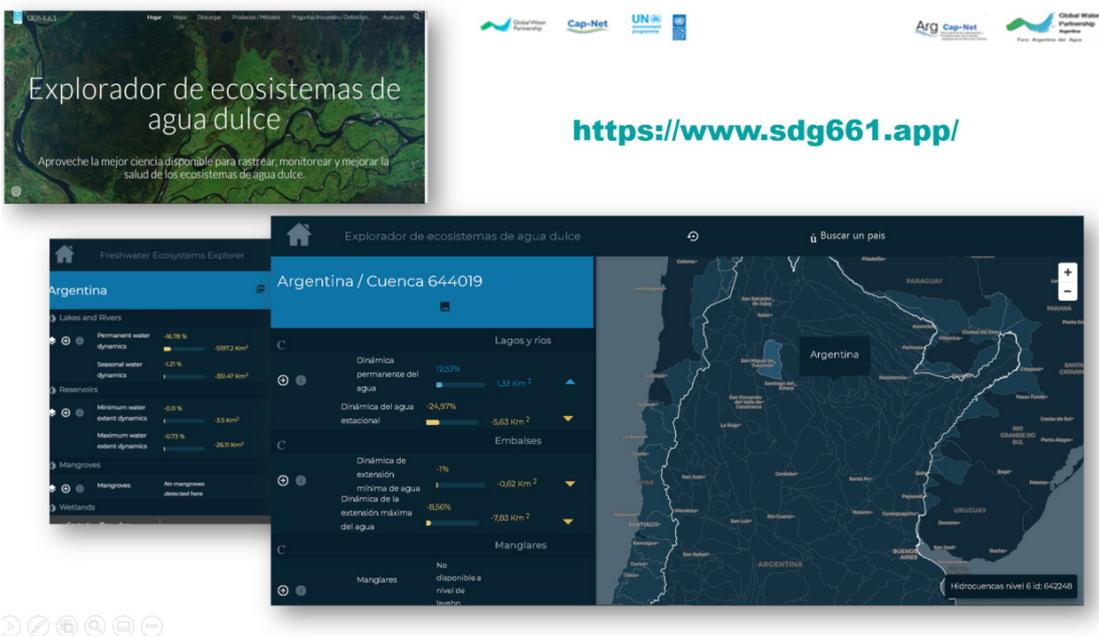
Figura 7. Participantes aprobados por institución/filiación, según provincia. Fuente: Elaboración propia.



En síntesis, el desarrollo de los módulos 1 a 4, y la concreción de los Foro - Taller Integrador de módulos, permitió a los participantes del curso, hacer una puesta en común de los contenidos impartidos, conectando dichos conceptos y metodologías con sus propias realidades, identificando las carencias que la implementación de la temáticas señaladas tuvieron con anterioridad a la luz de estas nuevas visiones, y las acciones que, resultantes de los conceptos incorporados, se debieran adoptar para propiciar y alcanzar una mejora efectiva en la protección y restauración de los ecosistemas continentales.

En relación con el uso de datos de la Plataforma sdg661.app, se muestra en la Figura 8 las características básicas de dicha web.

Figura 8. Plataforma web sdg661.app.



En una encuesta final de curso el 89% de los alumnos opinaron que fue una experiencia buena o excelente y el 88% que fue muy beneficioso para sus objetivos de aprendizaje. La Figura 9 expresa las opiniones reflejadas en las encuestas realizadas al alumnado al finalizar el curso.

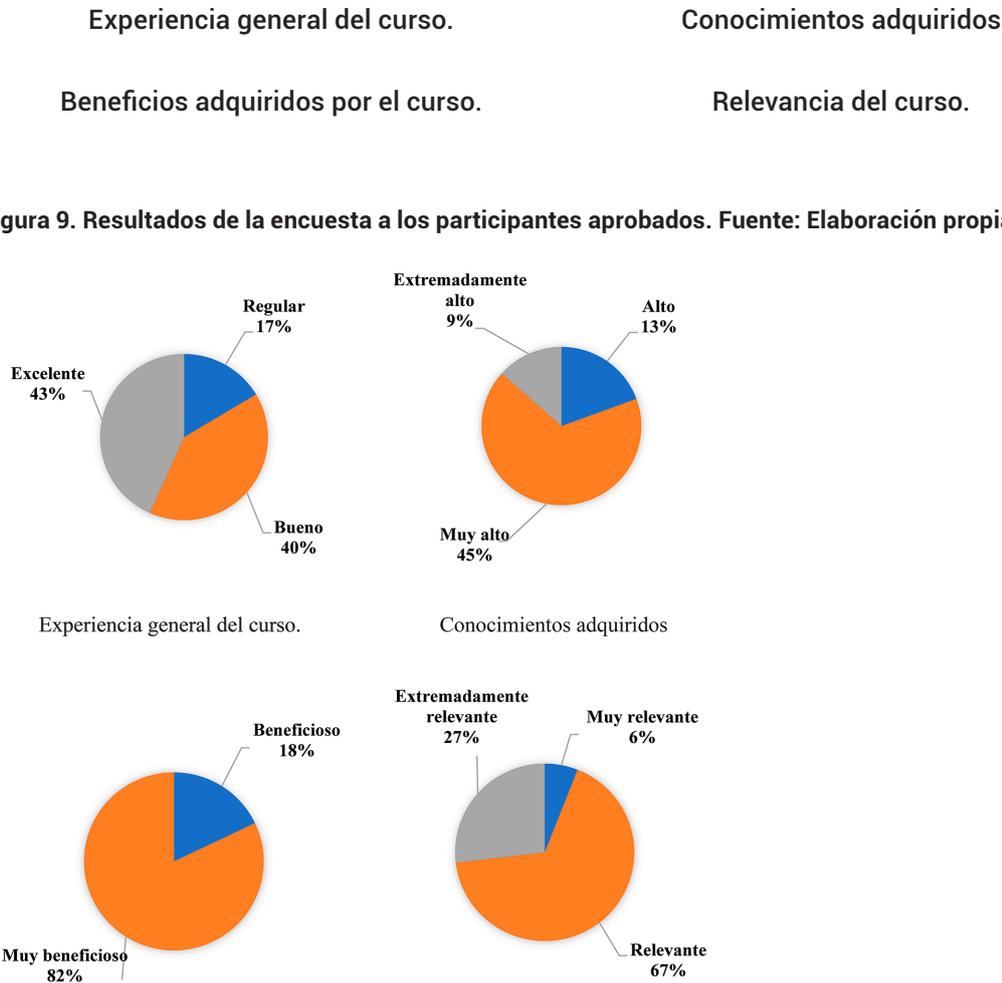


Figura 9. Resultados de la encuesta a los participantes aprobados. Fuente: Elaboración propia.

Los aportes finales de la capacitación ODS 6.6.1. reflejaron la necesidad de realizar un Foro colaborativo para elaborar una declaración pública a pedido del alumnado. Este fue llevado a cabo de acuerdo con varias iniciativas que se dieron espontáneamente por parte de los participantes, durante el desarrollo de esta capacitación, en el cual se ha planteado la posibilidad de realizar una declaración pública, consensuada entre todos los participantes, en el sentido de realizar una serie de reflexiones y / o comentarios que puedan ser de utilidad, para los tomadores de decisión, en pos de una mejor gestión de los ecosistemas acuáticos y/o cuencas hidrográficas.

En este marco, el Foro colaborativo tuvo como objetivo el intercambio de ideas a fin de darle forma a dicha declaración, siendo los aportes de los participantes/usuarios en las temáticas principales, las siguientes.

- Necesidad de una Ley de presupuestos mínimos de los recursos hídricos.
- Verdadera participación ciudadana.
- Oportunidades identificadas para mejorar la gestión y protección de los ecosistemas de agua continentales.
- Por una Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) Sostenible.
- El valor de la Educación sobre el agua –ambiente y sociedad.
- Acciones para la gestión sustentable del agua.
- Libre acceso a la información.

## Conclusiones

Para quienes lo organizamos fue una experiencia enriquecedora, tanto por la participación entusiasta de calificados docentes, como por los debates y las producciones que se generaron en los talleres.

Si bien el curso tenía como objetivo principal la adquisición de conocimientos para el manejo de ecosistemas de agua dulce, la realidad marca que hubo otro beneficio tan o más importante que el mencionado, que es la mejora significativa en la red de relaciones interpersonales entre profesionales de distintas instituciones que están vinculadas a la gestión de dichos ecosistemas, lo cual facilitará, seguramente, la concreción de nuevos proyectos vinculados a la temática y la mejora de los existentes por la incorporación de nuevos actores.

En definitiva, capacitaciones tan abarcativas de distintas ramas de la ciencia, se transforman en un espacio de intercambio y enriquecedor para todos o casi todos los participantes, y fundamentalmente de construcción colectiva del conocimiento.

Queda como una demanda concreta, reflejada en la cantidad y diversidad de postulantes, la réplica del curso adaptada a la realidad regional.

## Agradecimientos

Se agradece a todos los participante de este emprendimiento, que apoyaron la posibilidad de llevar adelante la capacitación bajo la consigna de mejorar la gestión de los ecosistemas acuáticos continentales, a la Dirección Nacional de Gestión Ambiental del Agua y los Ecosistemas Acuáticos (MAyDS) por su apoyo permanente, a todos y cada uno de los docentes por la excelente predisposición para llevar adelante el curso (con poco tiempo para su preparación y con excelentes resultados), a Arg Cap-Net y a FADA por el acompañamiento y ayuda para la implementación, lo mismo que a la cooperación internacional a través de Cap-Net, UNEP-DHI y GWP.

## Bibliografía

Caldeiro, G.P. (2016) Dinámicas grupales en entornos digitales: incidencia del clima grupa en el rendimiento académico. VII Seminario Internacional de RUEDA 2016, Santa Fe, Argentina. <http://www.pent.org.ar/institucional/publicaciones/dinamicas-grupales-entornos-digitales-incidencia-del-clima-grupal-rendim>

Webinars organizados por la UNLP: 1º al 8º organizados por la Dirección de Educación a Distancia de la UNLP durante el primer semestre de 2020. <https://www.ing.unlp.edu.ar/virtualidad>

Naciones Unidas, Objetivos de desarrollo sostenible.

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

Global Water Partnership. <https://www.gwp.org/>

Red Internacional de Desarrollo de Capacidades para la Gestión Sostenible del Agua (Cap\_Net). <https://cap-net.org/>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). <https://www.un.org/ruleoflaw/es/un-and-the-rule-of-law/uni-ted-nations-environment-programme/>

INE, 2018. Instituto Nacional de Estadísticas de Chile. Objetivos de Desarrollo Sostenible. Fichas Metodológicas de Indicadores. [http://www.chileagenda2030.gob.cl/storage/docs/Fichas\\_Metodologicas\\_Indicadores\\_ODS06\\_Metadatos\(1\).pdf](http://www.chileagenda2030.gob.cl/storage/docs/Fichas_Metodologicas_Indicadores_ODS06_Metadatos(1).pdf)

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). <https://www.undp.org/es>

UNEP-DHI Center on water and environment <https://www.unepdhi.org/>

Red Argentina de Capacitación y Fortalecimiento en Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. <https://www.argcapnet.org.ar/>

GWP Argentina. Foro Argentino del Agua. <https://gwpargentina.info/>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - Política Ambiental en Recursos Naturales - Ecosistemas acuáticos. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/agua>

# Aportes al conocimiento del medio Hidrogeológico como base para la gestión del Agua Subterránea en la Región Costera y Noreste de la Prov. de Bs. As., Argentina

FABIANO, M. <sup>1,3</sup>; SÁNCHEZ CARO, L. <sup>1,2</sup>; DELL' ARCIPRETE, D. <sup>1,2</sup>; MERCAPIDE, G. <sup>1</sup>; CARRETERO, S. <sup>1,2</sup>; RODRIGUES CAPÍTULO, L. <sup>1,2</sup>; LAURENCENA, P. <sup>1,3</sup>; DELUCHI M. <sup>1,3</sup>; KRUSE, E. <sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Centro de Estudios integrales de la dinámica exógena (CEIDE), Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.

<sup>2</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

<sup>3</sup>Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC)

E-mail autor: mfabiano@fcnym.unlp.edu.ar

## Resumen

El grupo de Hidrogeología del Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE) se encuentra realizando aportes al conocimiento del recurso hídrico subterráneo y superficial en los partidos de La Costa, Pinar, Villa Gesell, La Plata y gran parte del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), Argentina. La caracterización de los sistemas geohidrológicos se plantea fundamentalmente a partir de un enfoque hidrodinámico, el cual es complementado mediante la integración de información hidroquímica, isotópica y geoelectrónica, entre otras disciplinas. En el área de La Plata y el AMBA, el objetivo es evaluar la dinámica del Sistema Acuífero Pampeano - Puelche (SAPP).

La caracterización del medio geohidrológico en el Cinturón Hortícola de La Plata permitirá establecer pautas de manejo del recurso hídrico para actividades agrícolas y ganaderas. El análisis de un nivel acuitado en el SAPP pretende mejorar la gestión de los recursos hídricos en una de las áreas más pobladas de la Argentina. En las áreas costeras, la única fuente de agua dulce corresponde al acuífero contenido en las arenas de dunas; la cuantificación de las reservas hidrogeológicas sentará las bases para el manejo sustentable del recurso hídrico y para evitar el avance del frente salino.

## Palabras clave

Recurso hídrico; Desarrollo sustentable; Geohidrología.

## Introducción

El crecimiento demográfico, la expansión de la urbanización y el desarrollo de industrias, conllevan cambios en el medio natural que tienen consecuencias directas sobre él. El desarrollo de las ciudades genera grandes modificaciones en el medio físico y, en particular, en las aguas subterráneas, sin embargo, esos efectos no se perciben de forma directa (Kruse *et al.*, 2017)

Estos conceptos se aplican a las regiones noreste y costera de la provincia de Buenos Aires, las cuales han sido afectadas por las actividades antrópicas desde finales del siglo XIX (región noreste) y principios a mediados del siglo XX (región costera).

La profundización de los niveles, la impermeabilización de las áreas urbanas y periurbanas que aumentan el escurrimiento superficial y la consecuente disminución en la recarga por la imposibilidad de infiltración, los cambios en el uso del suelo que modifican la dinámica hidrológica y la contaminación de las aguas subterráneas por diversos factores antrópicos son algunos de los efectos más significativos en el sector noreste (Kruse *et al.*, 2004).

En la región costera, uno de los mayores problemas es la explotación intensiva durante los meses de verano, debido al turismo. Este fenómeno conduce a una fuerte depresión de los niveles freáticos con la consecuente ingresión de agua salada desde el mar. Además, el acuífero freático, por su alta permeabilidad, es altamente vulnerable a la contaminación, principalmente por nitratos de origen antrópico (Rodríguez Capitulo, 2015).

El reconocimiento de los problemas planteados, pone de manifiesto la necesidad de generar conocimiento específico y de detalle de los distintos ambientes hidrogeológicos, y su asociación con el medio urbano.

El objetivo de este trabajo es exponer las líneas de investigación que se realizan desde el Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena (CEIDE) en relación a las condiciones hidrogeológicas, junto con las problemáticas detectadas y las estrategias de manejo establecidas del recurso hídrico subterráneo en las zonas noreste y costera de la provincia de Buenos Aires.

## Área de Estudio

El área de estudio comprende dos sectores de la provincia de Buenos Aires (**Fig. 1**). Por un lado, la región noreste, ubicada al NE de la provincia, con una red de drenaje tributaria de los Ríos Paraná y de la Plata. Por otro lado, extendida como una delgada faja coincidente con los alineamientos de las dunas costeras, se halla un sector de la región costera, que abarca desde Punta Rasa al norte hasta el límite sur del Partido de Villa Gesell.

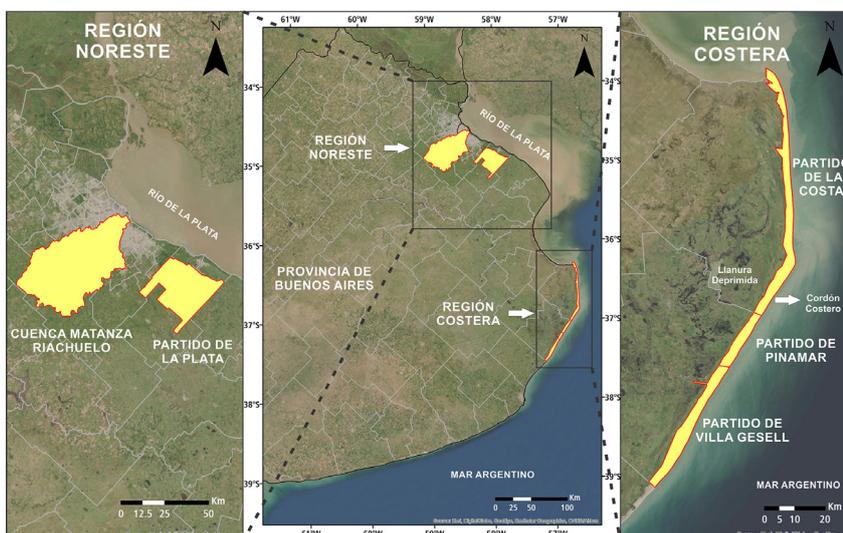


Figura 1. Áreas de estudio.

## Región Noreste

El principal sistema hidrogeológico multicapa de la región es el Sistema Acuífero Pampeano – Puelche (SAPP). Este sistema presenta, además de las unidades acuíferas principales (acuíferos Pampeano y Puelche), un nivel de sedimentos limo-arcillosos, de carácter acuitardo, que conecta al acuífero Puelche con el Pampeano, otorgándole continuidad hidráulica al sistema (Auge, 2005).

La presencia de la unidad acuífera Puelche tiene fundamental importancia debido a su gran extensión areal, la aceptable calidad natural de sus aguas y los altos caudales de extracción que admite (Kruse *et al.*, 2017).

El acuitardo actúa como una membrana semipermeable que permite la recarga indirecta del acuífero Puelche por filtración vertical descendente desde el acuífero Pampeano, en los sectores donde el Pampeano presenta mayor potencial hidráulico que el Puelche (Sala y Auge, 1973; Auge, 1986).

Kruse *et al.* (2003) mencionan los usos de la tierra, la sobreexplotación del agua y las prácticas de disposición de efluentes y desechos como principales modificaciones del ciclo hidrológico en un medio urbano. Estas modificaciones resultan en una disminución de la infiltración natural de las aguas pluviales y el aumento del escurrimiento superficial, lo cual a su vez condiciona la calidad y cantidad del recurso hídrico.

El Partido de La Plata presenta zonas de fronteras móviles y difusas entre el campo y la ciudad, rodeando el casco urbano en expansión hacia el sudoeste. El recurso hídrico es utilizado tanto para la producción agrícola como para uso doméstico de la zona urbana. En el primer caso, los cambios tecnológicos asociados a estos sistemas de producción han originado un aumento en el volumen de agua utilizada para riego (Auge, 2005); sumado a que cada quinta se provee de agua a través de perforaciones y bombeo, a su vez se construyen pozos absorbentes, negros o ciegos para los líquidos cloacales.

En relación con el drenaje superficial en el área de estudio, los arroyos tienen un rumbo general de escurrimiento SONE, desaguan hacia el Río de La Plata. En la actualidad, la mayoría de los cursos han sido rectificadas, profundizadas y ensanchadas para facilitar el escurrimiento ya que la gran mayoría de estas planicies de inundación han sido ocupadas por la población, despreciando el paisaje original de base.

La explotación del acuífero semiconfinado Puelche, en el sector de La Plata, produjo la formación de un cono de depresión con un progresivo aumento en su superficie y profundización, mostrando un desplazamiento desde el casco urbano hacia zonas periurbanas. Este descenso de la superficie piezométrica afecta también a la capa freática, habiéndose modificado la relación natural entre el agua superficial y el agua subterránea (Auge, 1997).

Deluchi *et al.* (2011) han aportado datos de las variaciones en los niveles piezométricos del acuífero Puelche, que permitieron identificar descensos significativos, modificaciones en el flujo natural del agua subterránea y en las relaciones aguas superficiales - aguas subterráneas. Laurencena *et al.* (2010) demuestran en el balance hidrológico una disminución en las reservas del recurso hídrico subterráneo, y consecuentemente, una competencia por el uso del agua.

Recientemente, García y Zanandrea (2017) contribuyeron con una actualización del estado de la superficie piezométrica en el área de La Plata, evidenciando una gran profundización de los niveles piezométricos.

Asimismo, Deluchi *et al.* (2010) indican que las diferencias de carga hidráulica entre los acuíferos Pampeano y Puelche, asociadas a las características morfológicas del nivel acuitardo y a la progresiva profundización de los niveles freáticos, son elementos indicadores de gran utilidad para identificar áreas que requieren un control en los volúmenes de extracción.

Según Kruse *et al.* (2014), el desarrollo urbano de La Plata conllevó modificaciones en las componentes del ciclo hidrológico, estableciendo que el régimen subterráneo depende en mayor medida de las variaciones de los volúmenes extraídos.

## Región costera

El Cordón Costero Oriental de la Provincia de Buenos Aires (Parker y Violante, 1989) se extiende desde Punta Rasa hasta la laguna de Mar Chiquita, con un ancho de 2 a 4 km desde la línea de costa. El mismo está conformado de sedimentos arenosos de granulometría fina depositados a partir de la fluctuación holocena del nivel del mar (Violante y Parker, 1993). Al oeste del Cordón Costero, se encuentra la llanura continental o llanura deprimida, que presenta cotas topográficas menores a los 5 m.s.n.m., con geformas menores de relieve negativo, y con predominio de materiales limosos y arcillosos (Carretero y Kruse, 2010).

Las propiedades hidrológicas e hidroquímicas del Cordón Costero están fuertemente controladas por la evolución de la costa durante el Pleistoceno Superior y el Holoceno. Las particularidades de esta evolución en los distintos sectores del Cordón Costero y su efecto sobre la configuración del subsuelo, derivaron en algunas diferencias entre los sistemas hidrogeológicos del sector norte y sur del cordón. En el sector norte del cordón costero, el acuífero freático presenta un espesor entre 4 y 10 m y se apoya sobre un paquete arcilloso acuitado-acuícludo, con intercalaciones arenosas que contienen aguas de alta salinidad (Carretero, 2011). En el sector sur, se reconocen varias unidades acuíferas en continuidad hidráulica, separadas localmente por la presencia de intercalaciones de sedimentos finos de limitada continuidad lateral (Rodrigues Capítulo, 2015). El flujo subterráneo muestra una tendencia general desde el centro hacia los márgenes del Cordón Costero. El agua dulce contenida en los acuíferos someros se encuentra en interfase con el agua salobre de la llanura deprimida hacia el continente, y con el agua salada hacia el mar (Carretero, 2011; Rodrigues Capítulo, 2015). El agua subterránea es la única fuente de abastecimiento para las localidades emplazadas sobre el Cordón Costero. A su vez, muchas de estas localidades carecen parcial o totalmente de servicios de desagües cloacales, lo cual aumenta el riesgo de contaminación del acuífero costero. Asimismo, existe el riesgo de salinización del acuífero costero por intrusión de agua de origen marino, promovida por la sobreexplotación de pozos de bombeo (mayormente durante la época estival) (Carretero *et al.*, 2013; Perdomo *et al.*, 2013).

En el Partido de Pinamar, la caracterización detallada del medio geológico permitió analizar el vínculo entre la evolución paleoambiental del Pleistoceno superior-Holoceno y la geohidrología de la zona (Rodrigues Capítulo y Kruse, 2017). Se estudió también el vínculo entre la geomorfología, el agua subterránea y el desarrollo turístico en la costa bonaerense (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2017). En el Partido de la Costa, se estableció la relación entre la variabilidad de las precipitaciones y los niveles hidráulicos en el acuífero freático (Carretero y Kruse, 2012). Se caracterizó la hidroquímica del acuífero costero, que presenta contenidos elevados de hierro y manganeso (Carretero y Kruse, 2015), y se detectó una zonación química vertical en el agua subterránea, ambos aspectos de gran interés para la planificación de la extracción de agua para consumo (Carretero *et al.*, 2016). El análisis de las variaciones hidrológicas asociadas a cambios en la geomorfología del Cordón Costero en estas localidades permitió concluir que el monitoreo de los sistemas de abastecimiento es un factor clave para evitar los procesos de intrusión salina asociados a la actividad antrópica (Carretero y Kruse, 2017). Con base en la comparación entre los métodos de explotación de agua subterránea en Pinamar y San Clemente del Tuyú, se generó una metodología basada en un árbol de decisiones que apunta a asistir a la gestión en el manejo sustentable del recurso hídrico (Carretero *et al.*, 2019). En Mar del Tuyú, se caracterizó detalladamente la dinámica de recarga y descarga del acuífero freático mediante estudios hidrodinámicos, hidroquímicos e isotópicos (Gómez, 2021).

## Metodología

Resulta fundamental la generación de información de base que permita reconocer de manera integral los distintos ambientes hidrogeológicos, definiendo modelos conceptuales para comprender las particularidades de cada sistema hidrogeológico.

La observación de los procesos de urbanización y de cómo varían los diferentes usos a los que está sometida el agua subterránea en las dos regiones analizadas es fundamental para la definición de modelos de funcionamiento.

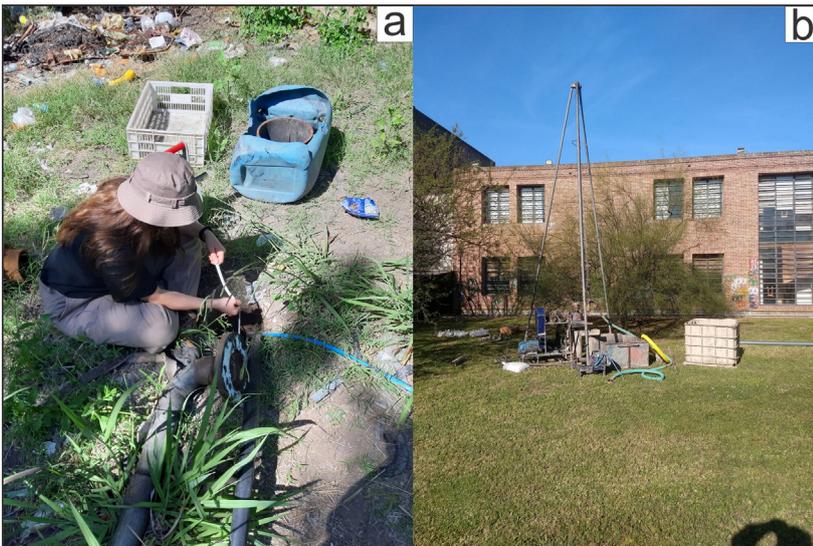
Las metodologías empleadas por el grupo de Hidrogeología del CEIDE abarcan diversas tareas de campo y gabinete.

Se han establecido redes de monitoreo a partir de la construcción o el acceso a perforaciones realizadas a las diferen-

tes unidades acuíferas, de las cuales se obtienen registros de niveles hidráulicos y en algunos casos se realizan toma de muestras de agua subterránea para su posterior análisis en laboratorio.

En el Cordón Hortícola de La Plata (CHLP), mediante encuestas realizadas a productores agrícolas, se ha generado una red de monitoreo de agua subterránea, a partir del acceso a 36 perforaciones que alcanzan a los acuíferos Pampeano y Puelche. Se obtuvieron datos de niveles hidráulicos mediante la medición manual con sondas de nivel (Fig. 2a).

En un sector urbano del Partido de La Plata se realizó una perforación experimental al nivel acuitado del SAPP (Fig. 2b), en la cual se llevan a cabo mediciones diarias del nivel hidráulico mediante registradores continuos "diver" (HOBO – U20L-02) y ensayos específicos para estimar valores de las propiedades hidráulicas del mismo.



**Figura 2.** a) Medición manual de nivel piezométrico con sonda de nivel en el CHLP. b) Ejecución de perforación en La Plata.

Se obtuvieron más de 500 perfiles litológicos de perforaciones realizadas al acuífero Puelche en el ámbito de la Cuenca Matanza-Riachuelo (CMR) y el Partido de La Plata, provenientes de diversas fuentes, tales como empresas de perforación, empresas de provisión de agua potable, la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) y de bibliografía inédita antecedente. Esta información permitió conocer en detalle la distribución de espesores del nivel acuitado.

En el Partido de Villa Gesell se instaló una red de monitoreo del acuífero freático mediante la perforación manual de 33 freatómetros (Fig. 3a). Esto permitió realizar mediciones de niveles freáticos con frecuencia mensual a bimestral, así como la toma de muestras para realizar análisis químicos en laboratorio. También se realizaron sondeos eléctricos verticales que derivaron en la generación de un modelo hidrogeológico preliminar del cordón costero. Mediante técnicas de teledetección, se evaluó el vínculo entre los usos del suelo y el comportamiento de los niveles freáticos y se evaluó el comportamiento de la recarga frente a cambios en el uso del suelo en la localidad de Mar de las Pampas, al sur del partido.

En la localidad de Aguas Verdes se emplazó una red de monitoreo a partir de 14 perforaciones realizadas al acuífero freático. Se realizaron mediciones de niveles freáticos con frecuencia trimestral y se obtuvieron muestras de agua para análisis químicos en laboratorio (Fig. 3b).

La utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) es una herramienta muy utilizada con el objeto de integrar y analizar la información obtenida en las actividades de campo.



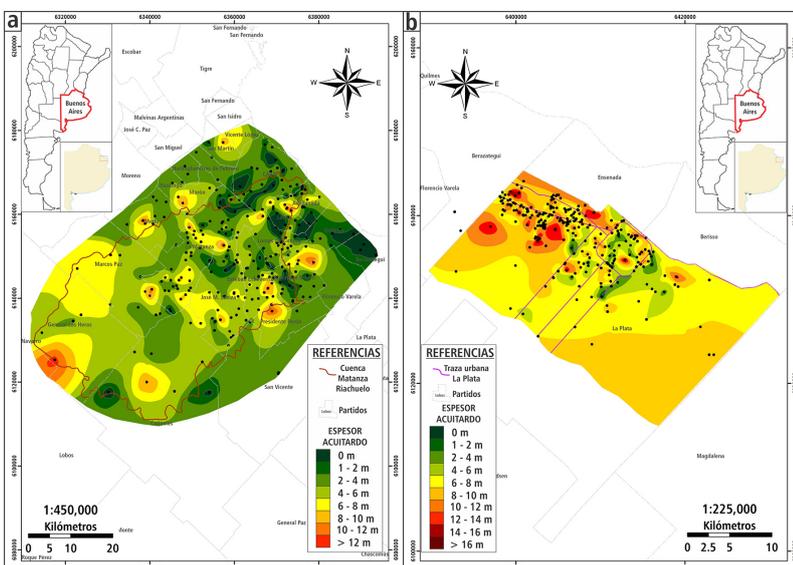
**Figura 3.** a) Ejecución de freatímetro para red de monitoreo en Villa Gesell. b) Medición manual de nivel freático con sonda de nivel en Aguas Verdes.

## Resultados y Discusión

### Región noreste

En un abordaje integral del sistema hidrogeológico, Fabiano *et al.* (2020) aportaron evidencia para el reconocimiento de un nivel acuitado que presenta una distribución de espesores irregulares en la CMR, y que, junto con el análisis de diferencia de potenciales hidráulicos de los acuíferos Pampeano y Puelche, resultan ser elementos útiles para la evaluación del recurso hídrico subterráneo de una región con una alta tasa de explotación.

En el mismo sentido, el trabajo de Fabiano *et al.* (2022) permitió identificar la irregularidad en el espesor que presenta el acuitado en el Partido de La Plata y se contrastó con lo definido para la CMR (Fig. 4), definiendo un espesor promedio mayor en La Plata. De este modo, el espesor del acuitado puede ser considerado como un indicador intrínseco de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero Puelche.



**Figura 4.** a) Espesores del nivel acuitado Partido de La Plata. b) Espesores del nivel acuitado Cuenca Matanza Riachuelo.

Particularmente en el sector de La Plata se realizó la discretización de los usos del suelo, identificando tres sectores: el área urbana, que comprende el sector de mayor densidad poblacional; el área periurbana, caracterizada por una explotación agrícola intensiva (horticultura, floricultura); y el área rural, donde se desarrollan actividades agrícolas extensivas (Fig. 5).

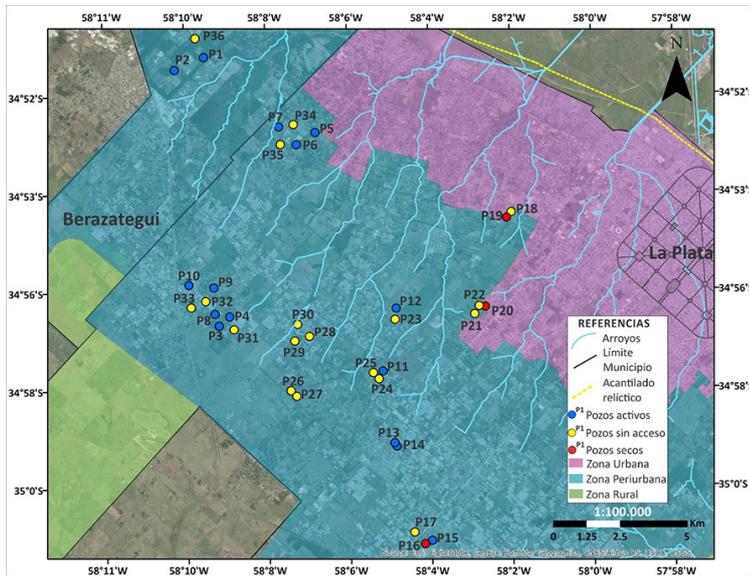


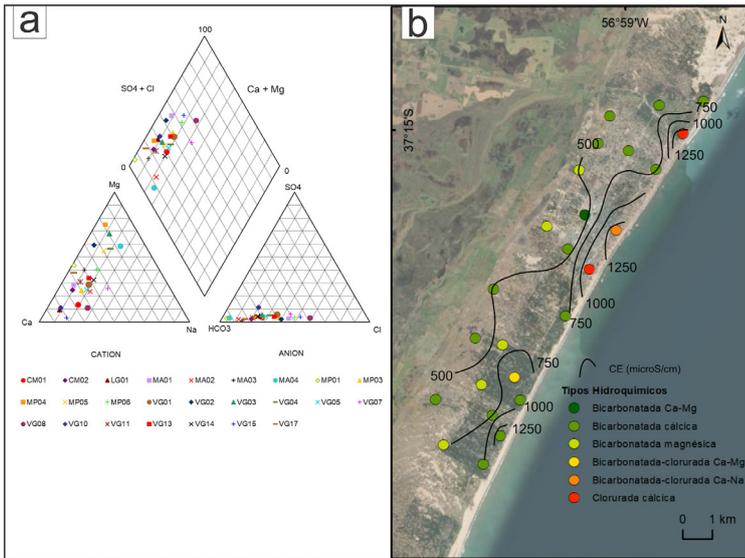
Figura 5. Discretización de áreas según actividades y ubicación de red de monitoreo en La Plata y Berazategui.

De acuerdo a los cálculos de las superficies de los usos del suelo realizados, la superficie periurbana del Partido de La Plata ocupa el 53%, la zona rural un 27,4% y el sector urbano un 19,5%. Según Laurencena *et al.* (2010) para el año 2010 el sector periurbano abarcaba un 39% de la superficie del municipio de La Plata, por lo que se aprecia un incremento del 14% de dicho sector. Este incremento está asociado a la expansión de las zonas con cultivos bajo cubierta.

En función de la información obtenida en las encuestas, se estima que alrededor del 60% del área de las quintas relevadas corresponde a superficies impermeabilizadas por el cultivo bajo cubierta. El método de riego más utilizado en los invernáculos es por goteo, y en cultivos al aire libre se aprovecha el agua de lluvia o se realiza riego por surcos.

## Región Costera

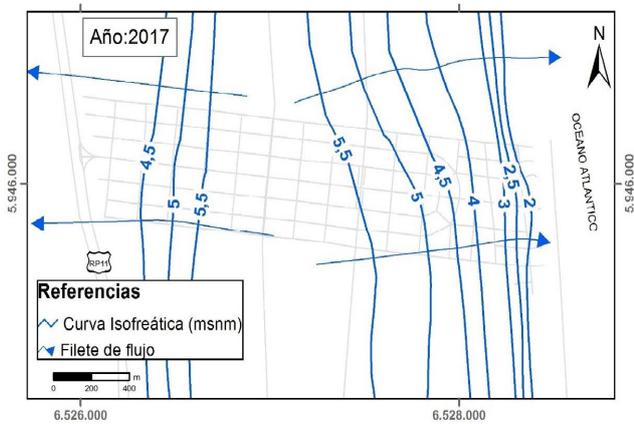
En Villa Gesell, se detectaron niveles freáticos más someros hacia los márgenes del Cordón Costero, y niveles más profundos hacia el centro (Sánchez Caro *et al.*, 2020b). A su vez, se identificó un control del uso del suelo sobre el comportamiento del nivel freático. Los eventos de precipitación intensa (más frecuentes durante el verano durante el período estudiado) derivaron en un aumento de los niveles freáticos en toda el área de estudio, sin embargo, esta somerización de los niveles no fue homogénea: la mayor sensibilidad a las precipitaciones se registró en la duna semi-urbanizada, mientras que los niveles más bajos se registraron en las zonas de bosque (Sánchez Caro, 2021). A su vez, la conductividad eléctrica mostró un menor valor promedio en la zona de dunas, y mayor variabilidad en las zonas de bosque (Sánchez Caro *et al.*, 2021b). El análisis de los cambios del uso del suelo entre 1987 y 2014 en la localidad de Mar de las Pampas, ubicada al sur del Partido, permitió estimar una reducción en la recarga de un 26% debido a la expansión de la zona forestada (Sánchez Caro *et al.*, 2020a, 2021a). Los resultados de los sondeos geoelectrónicos permitieron establecer un modelo hidrogeofísico del subsuelo en el que se definieron distintas unidades hidrológicas (Sánchez Caro *et al.*, 2022a). Este modelo deberá ser validado mediante la realización de tomografías eléctricas y/o perforaciones profundas. La caracterización hidroquímica preliminar del acuífero freático mostró una predominancia de las aguas bicarbonatadas cálcicas a magnésicas (Sánchez Caro *et al.*, 2022b, Fig. 6a) y una distribución de las conductividades eléctricas que aumenta de oeste a este (Fig. 6b). En términos generales, el agua freática cumple con los estándares establecidos por el Código Alimentario Argentino (2007) para ser considerada potable; estos resultados deberán ser reevaluados al realizar determinaciones de hierro, manganeso y bacteriológicos.



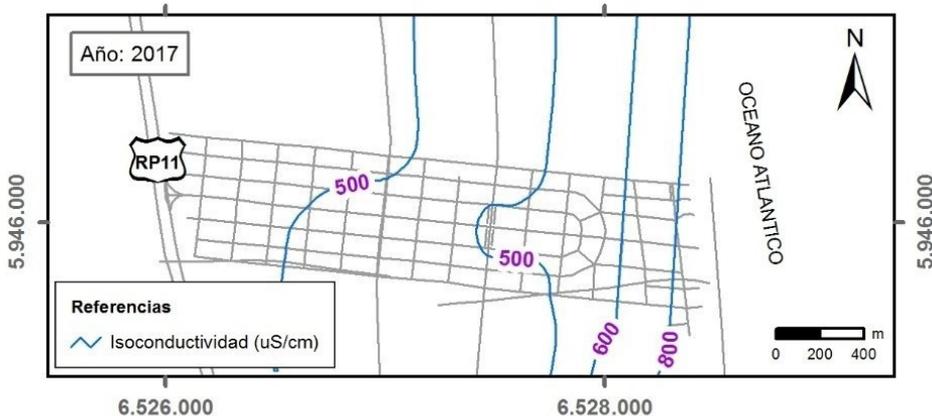
**Figura 6.** a) Composición hidroquímica del acuífero freático. b) Distribución de los tipos hidroquímicos y conductividad eléctrica en las localidades del Partido de Villa Gesell (Sánchez Caro *et al.*, 2022b).

Los aportes realizados por Mercapide *et al.* (2018) para la localidad de Aguas Verdes, Partido de La Costa, permitieron establecer un modelo de flujo subterráneo del acuífero costero en el que se identifica una zona de recarga en el sector central y dos sectores de descarga, uno hacia el mar, al este, y otra hacia la llanura deprimida, al oeste (Fig. 7).

Los valores de conductividad eléctrica son menores en la zona de recarga y aumentan hacia el este, en la zona de descarga al mar. Sin embargo, en ambos casos se consideran valores bajos que no superan los 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Fig.8).



**Figura 7.** Curvas isofreáticas en la localidad de Aguas Verdes, partido de La Costa (Mercapide *et al.*, 2018)



**Figura 8.** Curvas de isoconductividad en la localidad de Aguas Verdes, partido de La Costa (Mercapide *et al.*, 2018)

## Conclusiones

Los sistemas hidrogeológicos en las regiones noreste y costera de la provincia de Buenos Aires se encuentran fuertemente afectados por el crecimiento y desarrollo de las urbanizaciones. Esta interrelación, y ante la falta de una gobernanza eficaz, resulta en problemáticas como el agotamiento de los recursos, la contaminación y el deterioro de la calidad química de los acuíferos.

La generación de conocimiento acerca de las características físicas, hidrodinámicas e hidroquímicas de un sistema hidrogeológico constituye la primera etapa en el desarrollo de un plan de manejo integrado del recurso hídrico. El modelo geohidrológico específico para la zona de estudio debe contemplar, además, todas las formas de actividad antrópica que afectan directa o indirectamente la calidad y cantidad del recurso agua potable. Sobre la base de esta evaluación, y a través del diálogo y la cooperación con los tomadores de decisiones, es posible generar pautas de manejo que aseguren un uso sustentable del recurso hídrico.

La experiencia del grupo de hidrogeología del CEIDE ha demostrado la importancia de sostener un enfoque multidisciplinario en la caracterización de un sistema hidrogeológico, a escala local y regional. Este esquema de trabajo ha sido utilizado con éxito en el noreste y en la costa oriental de la Provincia de Buenos Aires. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de diversas herramientas y la medición sostenida de variables como el nivel freático o las características hidroquímicas del agua subterránea, han asistido en la toma de decisiones respecto del manejo del recurso hídrico.

## Bibliografía

- Auge, M. P. 1986. Hydrodynamic Behavior of the Puelche Aquifer in Matanza River Basin a. *Groundwater*, 24(5), 636-642.
- Auge, M. 1997. Investigación hidrogeológica de La Plata y alrededores. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. 2T, 1-171. Buenos Aires.
- Auge M., 2005. Hidrogeología de La Plata, Provincia de Buenos Aires. 16º Congreso Geológico Argentino, Relatorio: 293-312, La Plata.
- CAA (Código Alimentario Argentino), 2007. Artículo 982, Resolución 8/2007 y 196/2007. Modificación Ley 18.284. Decreto Reglamentario 2126, Capítulo XII: 1, Buenos Aires, Argentina.
- Carretero, S., 2011. Comportamiento hidrológico de las dunas costeras en el sector nororiental de la provincia de Buenos Aires, Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Carretero S. y Kruse, E. 2010. Modificaciones en las áreas de recarga del acuífero freático en los médanos costeros de San Clemente del Tuyú, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, vol. 66, n.º 4, pp. 466-474.
- Carretero, S., y Kruse, E. 2012. Relationship between precipitation and water-table fluctuation in a coastal dune aquifer: northeastern coast of the Buenos Aires province, Argentina. *Hydrogeology journal*, 20(8), 1613-1621.
- Carretero S. y Kruse E. 2015. Iron and manganese content in groundwater on the northeastern coast of the Buenos Aires province, Argentina. *Environmental Earth Science* 73 5:1983-1995. DOI 10.1007/s12665-014-3546-5.
- Carretero, S. y Kruse, E. 2017. Hydrological Variations Associated with Geomorphological Changes in a Sand Dune Barrier of the Partido de La Costa, Province of Buenos Aires. En: Jorge Rabassa (Ed). *Advances in Geomorphology and Quaternary Studies in Argentina*. Springer Earth System Sciences. ISBN: 978-3-319-54370-3, DOI 10.1007/978-3-319-54371-0, pp 108-118.
- Carretero, S., Kruse, E. y Rojo, A. 2013. Condiciones hidrogeológicas en Las Toninas y Santa Teresita, Partido de La Costa. En: N. González, E. Kruse, M.M. Trovatto y P. Laurencena (Editores) *Temas actuales en hidrología subterránea 2013*. ISBN 978-987-1985-03-6. La Plata, EDULP, pp 28-35.
- Carretero S., Perdomo S., Kruse E. y Ainchil J. 2016. Respuesta eléctrica de la zonación química en un nivel acuífero en la costa arenosa oriental de la Provincia de Buenos Aires. En: García R. y Mariño E. (Editores) *Calidad del agua subterránea*. ISBN 978-987-661-222-7. Editorial Científica Universitaria - Secretaría de Ciencia y Tecnología - Universidad Nacional de Catamarca, San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, pp 93-100.

- Carretero, S., Rodrigues Capítulo, L. y Kruse E. 2019. Decision tree as a tool for the management of coastal aquifers of limited saturated thickness. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*. 53(2), 189-200. <https://doi.org/10.1144/qjgegh2018-136>
- Deluchi, M., Kruse, E., Laurencena, P. C., Rojo, A., & Rodrigues Capítulo, L. 2010. Características de la explotación de aguas subterráneas en un sector del noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Aguas Subterráneas y Desarrollo Sustentable de los Pueblos Latinoamericanos (Caracas, Venezuela)*, 10.
- Deluchi, M. H., Carol, E. S., Mancuso, M. A., Kruse, E. E., Laurencena, P. C., y Rojo, A. 2011. Evolución hidrológica en un área urbanizada con explotación de agua subterránea.
- Fabiano, M., Sánchez Caro, L; Rodrigues Capítulo, L; Carretero, S.C. 2020. Análisis de niveles hidráulicos y espesores de acuitardo en el sistema hidrogeológico Pampeano – Puelche, provincia de Buenos Aires. *Actas de trabajos completos del E-ICES 15. 15° Encuentro del Centro Internacional de Ciencias de la Tierra*. ISBN 978-987-1323-66-1. Trabajo completo pp 324.
- Fabiano, M.E., Carretero, S.C., Rodrigues Capítulo, L. y Kruse, E.E., 2022. Variabilidad en el espesor del acuitardo como indicador de vulnerabilidad en el sistema hidrogeológico Pampeano – Puelche, noreste provincia de Buenos Aires. En XXI Congreso Geológico Argentino. Pp. 324-334.
- García, J. M., y Zanandrea, J. F. 2017. Dinámica hídrica del Acuífero Puelche en la ciudad de La Plata y alrededores. In Congreso Internacional Científico y Tecnológico (Vol. 4).
- Gómez, L. 2021. Procesos de recarga/descarga en acuíferos someros de la región costera en la provincia de Buenos Aires, Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Kruse, E., Varela, L., Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A. y Carol, E., 2003. Modificaciones del ciclo hidrológico en un área del noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Simposio sobre El Agua y la Ciudad sostenible: Hidrogeología Urbana. Asociación Internacional de Hidrogeólogos. Grupo Español. Pag.30 -36
- Kruse, E.; Varela, L.; Laurencena, P.; Deluchi, M.; Rojo, A. y Carol, E. 2004. "Modificaciones del ciclo hidrológico en un área del noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina". En Junta Directiva AIH-GE. El agua y la ciudad sostenible: hidrología urbana. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España, pp. 131-138.
- Kruse, E.; Sarandón, R. y Gaspari, F. 2014. Impacto del cambio climático en el Gran La Plata. Edulp. La Plata.
- Kruse E., Laurencena P., Deluchi M., Carretero S., Rodríguez Capítulo L., Guaraglia D., Gómez L., García J. M., Galliari J. 2017. Manejo del recurso hídrico subterráneo en áreas urbanas de la provincia de Buenos Aires. En: A. Albor Maspoli (Compilador), Herramientas para el desarrollo: ponencias y resúmenes. 1a Ed. La Plata: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. ISBN 978-987-98816-1-3, pp 39 – 51.
- Laurencena, P., Deluchi, M., Rojo, A. y Kruse, E., 2010. Influencia de la explotación de aguas subterráneas en el sector periurbano de La Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina Vol 66 N°4: Pág. 484 - 489 Número especial Geología Urbana, Ordenamiento Territorial y Teledetección*.
- Mercapide, G. y Carretero, S. 2018. Estudio comparativo (1987- 2017) del comportamiento del acuífero costero en Aguas Verdes, La Costa, Buenos Aires: Análisis Preliminar. X Congreso Argentino de Hidrogeología. Salta, Argentina.
- Parker, G. y Violante, R. A. 1989. Geología y Geomorfología. Regiones I y II. Punta Rasa - Faro Querandí. Provincia de Buenos Aires. Convenio Consejo Federal de Inversiones y Servicio de Hidrografía Naval, Informe final. 141 pp.
- Perdomo, S., Carretero, S., Kruse, E. y Ainchil, J. 2013. Identificación de la intrusión salina en Santa Teresita (Buenos Aires), mediante la aplicación de métodos eléctricos. En: N. González, E. Kruse, M.M. Trovatto y P. Laurencena (Editores) *Temas actuales en hidrología subterránea 2013*. ISBN 978-987-1985-03-6. La Plata, EDULP, pp 44-49.
- Rodrigues Capítulo, L. 2015. Evaluación geohidrológica en la región costera oriental de la provincia de Buenos Aires. Caso de estudio: Pinamar. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Argentina.
- Rodrigues Capítulo, L. y Kruse, E. 2017. Relationship between geohydrology and Upper Pleistocene - Holocene evolution of the eastern region of the Province of Buenos Aires, Argentina. *JOURNAL OF SOUTH AMERICAN EARTH SCIENCES*; Lugar: Amsterdam; p. 276 – 289
- Rodrigues Capítulo, L., Carretero, S., Kruse E. 2017. Comparative study of urban development and groundwater condition in coastal areas of Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal* 25 (5): 1407-1422
- Sala, J. M., y Auge, M. 1973. Presencia de capas filtrantes en el noreste de la Provincia de Buenos Aires. Su determinación. In *Actas V Congreso Geológico Argentino (Vol. 5, pp. 185-194)*.
- Sánchez Caro, L., Carretero, S.C., Gaspari, F.J. y Rodríguez Vagaría, A.M. 2020a. Disminución de la disponibilidad de agua potable por expansión de la forestación, en el sector costero oriental de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *International Conference*

of Production Research ICPR-Americas 2020. ISSN 2619-1865. SPECIAL SESSION: Decision Support Tools for Forestry and Natural Resources Management: 1484-1498.

Sánchez Caro, L., Carretero, S.C., Fabiano, M., Laurencena, P. e Isla, F.I. 2020b. Variaciones del nivel freático en el acuífero costero de Villa Gesell, Argentina: resultados preliminares. 15° Encuentro del Centro Internacional de Ciencias de la Tierra.

Sánchez Caro L. (2021) Efectos del uso del suelo sobre el comportamiento del nivel freático en el acuífero costero de Villa Gesell, Argentina. XXVIII Jornada de Jóvenes Investigadores.

Sánchez Caro L., Carretero S., Gaspari F. & Vagaría A. 2021a. Estimación de la variación en la recarga del acuífero costero en Mar de las Pampas, Argentina, en base a cambios del uso del suelo. Tecnología y Ciencias del Agua (En Prensa)

Sánchez Caro, L., Carretero, S. Garzo, P., Alfaro, D., Otero, G., Rodrigues Capítulo, L. 2021b. Variabilidad de la conductividad eléctrica vinculada al uso del suelo, en un acuífero freático costero en la provincia de Buenos Aires, Argentina. III Jornadas Internacionales y V Jornadas Nacionales de ambiente.

Sánchez Caro, L., Toledo, F., Perdomo, S, Carretero, S. 2022a. Modelo hidrogeológico preliminar de la barrera medanosa en Villa Gesell, Buenos Aires, Argentina, en base a sondeos eléctricos Verticales. XXI Congreso Geológico Argentino.

Sánchez Caro, L., Carretero, S., Isla, F. 2022b. Caracterización hidroquímica del acuífero freático en un sector de la costa atlántica bonaerense. VI Reunión Argentina de Geoquímica de Superficie.

Violante, R. A., y Parker, G. 1993. Evidencias de una ingresión marina intercalada entre el Interensenadense y el Belgranense (" Pampeano") en las áreas costeras y marinas del noreste bonaerense. En XII Congreso Geológico Argentino y II Congreso de Exploración de Hidrocarburos, 252-259.



# Carbono orgánico total en lodos cloacales de distinta antigüedad

PACHECO RUDZ, E. O. (1); CAFFARELLO, P. (1); TORRI, S. I. (1)

(1) Catedra de Química Inorgánica y Analítica, Facultad de Agronomía, UBA

\*eripacheco@agro.uba.ar

## Resumen

En el proceso de tratamiento de las aguas residuales se obtiene un lodo cloacal, el cual una vez transcurrido dos años se lo considera estabilizado. El objetivo del siguiente trabajo fue comparar el carbono orgánico total (COT) de lodos en distintos grados de estabilización. Se tomaron muestras del lodo crudo, el lodo obtenido con uno y tres meses de antigüedad, y el que permanecía en la planta con más de 2 años de estabilización en pila al aire libre. Se midió COT por el método de *Loss on ignition*. Los lodos crudos presentaron valores promedios de 34% de carbono orgánico.

En las muestras de un mes y tres meses de antigüedad, se observó un incremento no significativo en dichos porcentajes. Sin embargo, en las muestras con mayor grado de estabilización, se obtuvieron valores de carbono próximos al 15%. Si estos lodos estabilizados se ajustan a los parámetros vigentes en la Resolución 410/18 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, podrían utilizarse como enmienda orgánica, dándoles un destino sustentable a estos residuos.

## Palabras clave

COT, lodo, loss on ignition, enmienda

## Introducción

El servicio de cloacas en los centros urbanos es un avance importante en el desarrollo de políticas de salud y medioambiente, pero muchas veces los efluentes colectados no reciben un tratamiento adecuado antes de ser volcados en el cuerpo de agua receptor.

La Ciudad Autónoma de Buenos Aires y una parte minoritaria del conurbano bonaerense cuentan con red cloacal propia, existiendo además algunas cooperativas municipales en el área.

En el año 2017 se aprobó la Norma IRAM 29559, de Calidad del Suelo, la cual se define como una "*Guía metodológica para la utilización de barros o lodos tratados provenientes de plantas de tratamiento de efluentes cloacales*", para el territorio nacional de la República Argentina. Además, en 2018 el Poder Ejecutivo Nacional publicó un informe titulado "Norma técnica para el manejo sustentable de barros y biosólidos generados en plantas depuradoras de efluentes líquidos cloacales y mixtos cloacales-industriales", que contempla el uso de barros estabilizados como enmienda orgánica.

Dado el elevado contenido de materia orgánica, macro y micronutrientes que presentan, en las últimas décadas, múltiples autores nacionales e internacionales abordaron la posibilidad de reciclar en forma sustentable los barros producidos por las distintas plantas. Entre ellos encontramos revisiones bibliográficas que abordan la problemática del uso de lodos en suelos agrícolas (Mazzarino *et al.*, 2004; Torri & Lavado, 2011; Pérez, 2016; Sharma *et al.*, 2017), o del reciclado de nutrientes (Sigua, 2009; Torri *et al.*, 2017). Otros autores simplemente plantean distintas alternativas para su disposición final, como la obtención de materiales vitrocerámicos (García *et al.*, 2011), o potenciales planes de manejo (Donado, 2013; Oropeza, 2006).

Las plantas de tratamiento de efluentes pueden contar con distintas instancias, como ser la de pre-tratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario. En algunos casos, los barros resultantes de estos tratamientos pueden permanecer en playas de secado de forma indeterminada.

Un parámetro de importancia agronómica al considerar el uso de barros como enmienda para suelos es su contenido en carbono orgánico total (COT). La materia orgánica comprende un amplio rango de sustancias carbonadas, incluyendo: la biomasa microbiana, restos vegetales y/o animales en descomposición, materia orgánica más estabilizada y mezclas amorfas coloidales de sustancias orgánicas complejas de alta masa molar, que puede estar estabilizada en los suelos a través del complejo húmico arcilloso (Picone, 2006).

Los barros estabilizados presentan una elevada concentración de materia orgánica estable (Torri *et al.*, 2003), que mejora ciertas propiedades físicas del suelo como retención hídrica, aireación, densidad aparente, población total de microorganismos, porcentaje de agregación y porcentaje de agregados estables al agua, reflejándose en un incremento en el rendimiento de cultivos y pasturas (Broderick & Evans, 2017; Torri & Lavado, 2009 a; Sharma *et al.*, 2017). Sin embargo, existe preocupación por la presencia de una variada concentración de elementos traza (ET) en los barros, los cuales podrían afectar negativamente los cultivos (Torri & Lavado, 2009 b).

Para estimar el COT de una muestra, en la bibliografía se pueden encontrar distintos métodos. La mayoría de las técnicas tradicionales utilizadas para el análisis de suelos utilizan ácidos concentrados, consumen mucho tiempo y generan residuos que en algunas ocasiones causan efectos adversos para el medio ambiente (Salehi *et al.*, 2011; J. Wang *et al.*, 2013).

Uno de los métodos más utilizados es el propuesto por Walkley & Black (1934) para determinar los niveles de la materia orgánica del suelo, consiste en la oxidación húmeda de la muestra de suelo con dicromato de potasio en una solución ácida. Sin embargo, esta metodología es una oxidación incompleta del carbono orgánico, lo que implica que se necesita un factor de corrección para calcular el contenido de carbono total, que depende del tipo de suelo considerado (Barrezueta *et al.*, 2000)

Según Vitti *et al.* (2016) uno de los métodos más precisos para determinar carbono total es el método analítico de combustión seca, basado en el principio de combustión de Dumas, pero el desarrollo de este es de alta complejidad

(Hoogsteen *et al.*, 2018; Martínez *et al.*, 2018).

El método de calcinación o pérdida por ignición "loss on ignition" (LOI) (Dean, 1974) cuantifica el contenido de COT de una muestra y se basa en determinar la pérdida de peso de la misma al someterla a elevadas temperaturas. Distintos autores (Abella & Zimmer, 2007; Ferrando Jorge, 2021) recurren a este método para sus investigaciones, siendo este método de bajo costo y sencillez (Braun *et al.*, 2020). De Vos *et al.* (2005) ha demostrado que el método de LOI puede ser menos costoso que la combustión seca basada en el método de Dumas.

Eyherabide *et al.* (2014) menciona que existen numerosos trabajos donde se utilizan temperaturas de ignición que van desde los 250 a los 600 °C en mufla y diferentes períodos de tiempo (Combs & Nathan, 1998) y donde Mitchell (1932) informó que temperaturas de ignición entre 350 y 400 °C eran adecuadas. Este autor también menciona que Schulte & Hopkins (1996) desarrollaron el método de LOI que incluye como pretratamiento el secado a 105 °C durante 24 h y luego 2 h de ignición a 360 °C.

Debido a que las muestras de suelo seco al aire contiene humedad higroscópica, esta puede dar lugar a un sesgo en los valores obtenidos, por lo cual autores como Chatterjee *et al.* (2009) proponen eliminarla mediante el secado previo de la muestra antes de la ignición.

El objetivo del siguiente trabajo fue comparar el carbono orgánico total (COT) de lodos en distintos grados de estabilización de una planta de tratamiento de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

## Materiales y Métodos

Las muestras de lodos se obtuvieron de una planta de tratamiento de efluentes domiciliarios (COMACO) del partido de 3 de Febrero, Provincia de Buenos Aires. El área de estudio del presente trabajo se encuentra en el primer cordón del AMBA, zona que se encuentra en continua expansión demográfica.

Según la población conectada a la red, se puede realizar una estimación de la cantidad de efluente que ingresa a la planta. Es importante destacar que conectados a la red cloacal del Partido de 3 de Febrero se encuentran escasas industrias pequeñas, por lo que el aporte de metales pesados a los conductos cloacales es relativamente bajo (Pacheco Rudz *et al.* 2019), aunque se desconoce su carga microbiológica.

En la actualidad, la planta de tratamiento cuenta con una playa de secado, sobre suelo desnudo y a cielo abierto (**Fig.1 y 2**).



**Fig.1.** Playa de secado de lodos con uno (parte derecha de la imagen) y tres meses (parte izquierda de la imagen) de antigüedad de la planta de tratamiento de efluentes cloacales, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

- Se procedió a tomar distintas muestras compuestas de lodo según la antigüedad del mismo, las cuales fueron:
- Lodo crudo parcialmente deshidratado generado en la semana de muestreo
- Lodo parcialmente deshidratado de un mes de antigüedad
- Lodo parcialmente deshidratado de tres meses de antigüedad
- Lodo estabilizado con más de 2 años de antigüedad
- Las muestras se secaron al aire (**Fig. 3**), homogeneizaron y tamizaron con malla de 2 mm.

Se midió carbono orgánico total por el método de Loss on ignition (Schulte & Hopkins (1996). Para el mismo se llevaron a cabo 3 réplicas por cada antigüedad. Con balanza de precisión, se colocaron 10 gramos de lodo en cada cápsula de porcelana y se llevó a 105°C por 24 horas para eliminación de agua higroscópica. Se registró su masa y luego se llevó a 550°C en mufla por 2 horas. Las muestras fueron llevadas a un desecador con silicagel donde permanecieron hasta alcanzar temperatura ambiente. Se registró masa final y se realizan los cálculos según la siguiente fórmula:

$$\text{COT (\%)} = \frac{(P_{105^{\circ}\text{C}} - P_{550^{\circ}\text{C}}) 100}{P_{105^{\circ}\text{C}}}$$



**Fig.2.** Playa de secado de lodos con 2 o más años de antigüedad de la planta de tratamiento de efluentes cloacales, Provincia de Buenos Aires, Argentina.



**Fig.3.** Muestra de lodos con distinta antigüedad, sobre los que se determinó el COT.

Donde:

- P105°C masa neta a temperatura ambiente luego del secado a 105°C
- P550°C masa neta a temperatura ambiente luego de la incineración a 550°C

A todos los valores se le descontó la masa de la cápsula.

Se analizaron los resultados a través del análisis de varianza (ANOVA) y se compararon los pares de datos a través del análisis de Tukey ( $p < 0.05$ ). Se utilizó el programa estadístico Statistix 10 Trial.

## Resultados y Discusión

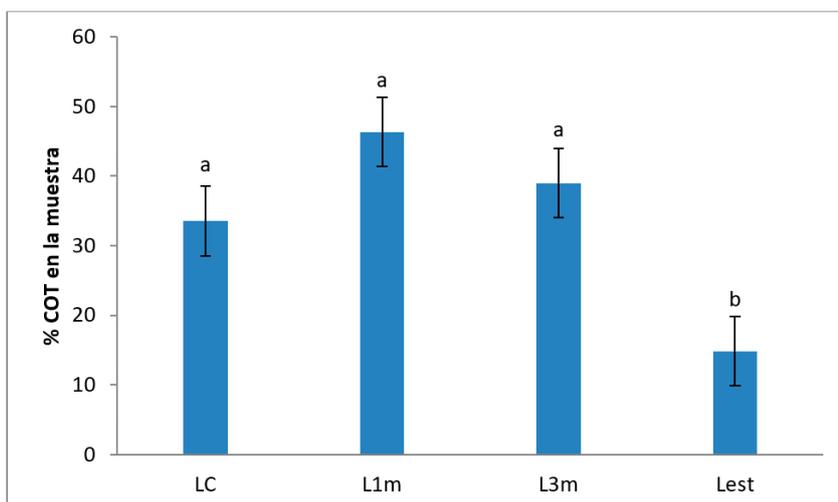
En la **Fig. 4** se observa el porcentaje de carbono orgánico en cada muestra. Los valores medios de carbono orgánico en los lodos crudos presentaron valores cercanos al 34%.

Cuando se observan las muestras de un mes de antigüedad, se observó un aumento en los porcentajes de carbono, acercándose a valores del 46%, mientras que los resultados arrojados para las muestras de lodos con tres meses de estabilización, presentan valores de carbono aproximados al 39%. Estos resultados podrían estar relacionados con la colonización de especies vegetales. Debido a que los lodos son generados a partir de efluentes domiciliarios, mayormente domésticos, la presencia de semillas sin digerir en las heces humanas forman parte de la composición de los mismos. Es por este motivo que luego de un mes se observó una proliferación de plántulas de la especie *Solanum lycopersicum* en mayor medida (Fig. 5), así como menores proporciones de *Cucurbita maxima* y sus respectivas variedades, entre otras especies oportunistas (Fig. 1, parte derecha). Como menciona Nyirenda (2020) la colonización de sustratos por especies vegetales proporciona un ambiente favorable para que se originen procesos de captura de carbono.

Sin embargo, el estadístico realizado sobre las muestras de lodo crudo, de un mes y tres meses de antigüedad no arroja diferencias significativas.

Cuando se observan los valores de carbono orgánico de las muestras con más de dos años de antigüedad, estos se aproximan al 15%. Estas últimas muestras presentan diferencias significativas con las muestras de lodo crudo, así como con las de uno y tres meses de antigüedad. El menor porcentaje de carbono de estas muestras se debió a una mayor mineralización de la materia orgánica lábil, con la generación de materia orgánica estabilizada.

Cabe destacar que, por el método de determinación de COT utilizado, puede encontrarse un sesgo en los datos, ya que a las temperaturas trabajadas puede existir volatilización de componentes inorgánicos de la muestra, como carbonatos (Dabadie *et al.*, 2018).



**Fig.4.** Porcentaje de carbono orgánico total en las muestras de lodo crudo (LC), lodo de 1 mes de antigüedad (L1m), lodo de 3 meses de antigüedad (L3m) y lodo estabilizado (Lest). Letras distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ )



**Fig.5.** Plántulas de *Solanum lycopersicum* sobre lodos en la playa de secado con un de antigüedad de la planta de tratamiento de efluentes cloacales, Provincia de buenos Aires, Argentina.

## Conclusiones

Por la naturaleza de los lodos y el tipo de disposición final que se le está dando en la actualidad a los mismos en la planta de tratamiento, sería oportuno considerarlos como potenciales enmienda orgánica. Sin embargo, deberían realizarse estudios a fin de evitar generar un impacto desconocido sobre el área lindante y en la calidad del agua subterránea de la zona.

Considerando que el estadístico realizado sobre las muestras de lodo crudo, de un mes y tres meses de antigüedad no arroja diferencias significativas, se puede inferir que el COT no se ha modificado significativamente en el primer periodo de la estabilización. Esta situación cambió cuando el lapso de tiempo fue mayor. Recordando que según la Norma IRAM 29559 una vez transcurridos dos años, los lodos se consideran estabilizados, cabe esperar valores finales de un 15% de COT.

En base a que las muestras más longevas presentaron un elevado porcentaje de carbono orgánico estable, poder estimar la ganancia neta de carbono en los suelos sería una herramienta de utilidad para su uso como enmienda con fines agronómicos, recreativos o la toma de decisiones en proyectos de restauración de ecosistemas degradados, entre otros.

Para tal fin, los lodos deberán cumplir los requerimientos vigentes para cada potencial uso. Realizar estudios de factibilidad para poder llevar a cabo una gestión integral de los lodos podría ser una propuesta viable.

## Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del proyecto UBACyT 20020170100267BA, GEF UBA. Agradecemos a la planta de tratamiento de efluentes cloacales COMACO, por facilitar la toma de muestras. A la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires donde se llevaron a cabo las determinaciones.

## Bibliografía

- Mitchell J. 1932. The origin, nature, and importance of soil organic constituents having base exchange properties. *J. Am. Soc. Agron.* 24: 256-275.
- Walkley, A., Black, I.A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- Dean, W. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. *J. Sediment. Petrol.* Vol. 44, 242-248.
- Schulte, E.E., Hopkins, B.G. 1996. Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. p. 21-31. In F.R. Magdoff *et al.* (ed.) *Soil organic matter: Analysis and interpretation*. SSSA Spec. Publ. 46. SSSA, Madison, WI.
- Combs, S.M., Nathan, M.V. 1998. Soil Organic Matter. Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region. North Central Regional Research Publication Bull. No. 221. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001, Univ. of Missouri, Columbia, Mo. p. 53-58.
- Torri *et al.* 2003 Torri S.I., Alvarez R, Lavado R. 2003. Mineralization of carbon from sewage sludge in three soils of the Argentine pampas. *Commun. Soil Sci. and Plant Anal.* 34: 2035-2043. doi: 10.1081/CSS-120023235
- Mazzarino, M. J., Satti, P., Moyano, S., & Laos, F. 2004. Biosolids compost: Screening effect on soil nitrogen immobilization. *Ciencia Del Suelo*, 22(1), 19-26.
- De Vos, B., Vandecasteele, B., Deckers, J., Muys, B. 2005. Capability of Loss on Ignition as a predictor of total organic carbon in non-calcareous forest soils. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* 36:2899-2921.
- Oropeza García, N. 2006. Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos Conciencia* 1: 51-58.
- Picone, L.I. 2006. Propiedades del suelo relacionadas con la fertilidad. *Fertilidad de suelo y Fertilización de Cultivos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. p. 3-18.
- Abella, S. R., Zimmer, B. W. 2007. Estimating Organic Carbon from Loss-On-Ignition in Northern Arizona Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:545-550. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0136>
- Chatterjee, A., Lal, R., Wielopolski, L., Martin, M.Z., Ebinger, M.H. 2009. Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Science* 28: 164-178.
- Sigua, G.C. 2009. Recycling biosolids and lake-dredged materials to pasture-based animal agriculture: Alternative nutrient sources for forage productivity and sustainability. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29(1), pp. 143-160
- Torri S.I., Lavado R. 2009 a. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. *Journal of Hazardous Materials*, 166: 1459-1465. ISSN: 0304-3894. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.12.075.
- Torri, S.I.; Lavado R. 2009 b. Fate of cadmium, copper, lead and zinc on soils after the application of different treated sewage sludge in soils of the Pampas region. In: *Sewage Treatment: Uses, Processes and Impact*. Editors: Anna Stephens and Mark Fuller, Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY 11788. ISBN: 978-1-60692-959-9. 95-123. 394p.
- García Vallés, M., Aly, M.H. 2011. Materiales vitrocerámicos a partir de lodos procedentes de una estación de depuración de aguas residuales urbanas (en la Ciudad de El-Sadat, Egipto). *Bol. Soc. Esp. Ceram. Vidr.* Vol 50. 5, 261-266
- Salehi, M. H., Hashemi-Beni, O., Beigi-Harchegani, H., Esfandiarpour-Borujeni, I., Motaghian, H. 2011. Refining Soil Organic Matter Determination by Loss-on-Ignition. *Pedosphere*, 21(4): 473-482.
- Torri, S.I., Lavado R. 2011. Carbon sequestration through the use of biosolids in soils of the Pampas region, Argentina. In: *Environmental Management: Systems, Sustainability and Current Issues*. Editor: H. C. Dupont, Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY 11788, ISBN: 978-1-61324-733-4. pag. 221-236, 336 p
- Donado, R.H. 2013. Plan de gestión para lodos generados en las PTAR-D de los municipios de Cumalal y San Martín de los Llanos en el departamento del meta. Pontificia Universidad Javeriana. Colombia.
- Wang J, Wang X, Zhang J. 2013. Evaluating Loss-on-Ignition Method for Determinations of Soil Organic and Inorganic Carbon in Arid Soils of Northwestern China. *Pedosphere*, 23(5): 593-599. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60052-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60052-1)
- Eyherabide, M., Sainz Rozas, H., Barbieri, P., Echeverría, H. E. 2014. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Cienc Suelo*. Argentina. 32(1): 13-19

- Pérez Cebrián, A. 2016. Estudio bibliográfico del uso de lodos de depuradora en suelos agrícolas. Universitat Politècnica de València. España.
- Broderick, S.R., Evans, W.B. 2017. Biosolids promote similar plant growth and quality responses as conventional and slow-release fertilizers. *HortTechnology* 27(6), pp. 794-804.
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P. 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Management*, 64, pp. 117-132. doi:10.1016/j.wasman.2017.03.002
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R.P. 2017. Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown. *Waste Management* 64, pp. 117-132
- Torri S.I., Corrêa R.S., Renella G. 2017. Biosolids application to agricultural land: a contribution to global phosphorus recycle, *Pedosphere* 27(1): 1-16, doi:10.1016/S1002-0160(15)60106-0
- Dabadie, M., Pérez, C., Arturi, M., Goya, J., Sandoval, M. 2018. Calibración del método de pérdida de peso por ignición para la estimación del carbono orgánico en Inceptisoles del NE de Entre Ríos. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata Vol 117 (1): 157-162*
- Hoogsteen, M.J.J., Lantinga, E.A., Bakker, E.J., Tittonell, P.A. 2018. An Evaluation of the Loss-on-Ignition Method for Determining the Soil Organic Matter Content of Calcareous Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49(13): 1541-1552. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1474475>
- Martínez, J.M., Galantini, J.A., Duval, M.E., López, F.M, Iglesias, J.O. 2018. Estimating soil organic carbon in Mollisols and its particle-size fractions by loss-on-ignition in the semiarid and semihumid Argentinean Pampas. *Geoderma Regional*, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.12.004>
- Resolución 410/18. 2018. Norma técnica para el manejo sustentable de barros y biosólidos generados en plantas depuradoras de efluentes líquidos cloacales y mixtos cloacales-industriales. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina.
- Barrezueta Unda, S., Cervantes Alava, A., Ullauri Espinoza, M., Barrera Leon, J., Condoy Gorotiza, A. 2020. Evaluación del método de ignición para determinar materia orgánica en suelos de la provincia el Oro – Ecuador. *Revista FAVE - Ciencias Agrarias* 19 (2). e-ISSN 2346-9129. <https://doi.org/10.14409/fa.v19i2.9747>
- Pacheco Rudz, E. O.; Kucher, H.; Torri, S. I.; Bertini, L.M. "Biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos del margen del Arroyo Morón, Prov. de buenos aires". V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie, 12 al 14 de junio de 2019, La Plata, Argentina.
- Braun, K.N., Theuerkauf, E.J., Hurtgen, M.T., Masterson, A.L., Horton, D.E. 2020. Loss-On-Ignition Estimates for Soil Organic Carbon in Great Lakes Freshwater Coastal Wetlands. *Society of Wetland Scientists*. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40855-5>
- Nyirenda, H. 2020. Soil carbon status after vegetation restoration in South West Iceland. *Heliyon* 6 e05254. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05254>
- Ferrando Jorge, N., Clark, J., Cárdenas, M.L., Geoghegan, H., Shannon, V. Measuring. 2021. Soil Colour to Estimate Soil Organic Carbon Using a Large-Scale Citizen Science-Based Approach. *Sustainability* 2021, 13, 11029. <https://doi.org/10.3390/su131911029>



VII Jornadas Interdisciplinarias  
**Ciclo del Agua en Agroecosistemas**

**TRABAJOS COMPLETOS**

