

Temario

Volumen 30 - Artículos

- Provisión de servicios ecosistémicos hídricos de unidades de paisaje con diferentes grados de urbanización
- Sequías en la Cuenca del Arroyo Cura Malal Grande (Argentina): efectos en la vegetación durante el evento de 2018
- Modelado hidrológico distribuido de la Cuenca del Río Grande (Córdoba, Argentina) en base a datos de precipitación derivados de satélites
- Procesos hidrogeoquímicos de liberación de arsénico en la cuenca del arroyo Claromecó, Provincia de Buenos Aires

Edición Especial (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA)

- La ciencia ciudadana como herramienta para el análisis de la variabilidad espacio-temporal de las precipitaciones
- Estudio comparativo del impacto de la urbanización sobre la calidad de agua en Tres Arroyos Pampeanos del Centro Bonaerense de Argentina
- El caudal base como reflejo de los procesos hidrológicos a escala cuenca: un estudio de caso en cuencas hidrológicas de llanura
- Influencia de períodos secos y húmedos en el rendimiento de cultivos de invierno para la Región Sudeste de Buenos Aires
- Aplicaciones particulares de la metodología de evaluación de riesgo a la salud por la presencia de sustancias en agua
- Base de datos de propiedades hidráulicas del suelo de la región pampeana de la provincia de Buenos Aires
- Caracterización y dinámica estacional de las cubetas del sector llano de la Cuenca del Arroyo del Azul
- El registro de la diversidad vegetal en los estudios hidrológicos

Editada por

CURIHAM

Centro Universitario Rosario de
Investigaciones Hidroambientales

CUADERNOS DEL CURIHAM

REVISTA DE ESTUDIOS SOBRE LA CUESTION HIDROAMBIENTAL



Volumen 30 y Edición Especial: 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA)
Año 2024

CURIHAM - FCEIA (UNR)
Rosario - Santa Fe
República Argentina

CURIHAM
Centro Universitario Rosario de
Investigaciones Hidroambientales

UNR
Universidad
Nacional
de Rosario

ISSN 2683-8168 (en línea)

CUADERNOS DEL CURIHAM / Volumen 30 y Edición Especial: 40 años del IHLLA / Año 2024

CUADERNOS DEL CURIHAM

REVISTA DE ESTUDIOS SOBRE LA CUESTIÓN HIDROAMBIENTAL

ISSN 2683-8168 (En línea)

CUADERNOS DEL CURIHAM

REVISTA DE ESTUDIOS SOBRE LA CUESTION HIDROAMBIENTAL

**Volumen 30 y Edición Especial: 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras
"Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA)
Año 2024**

**Editada por:
Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales
Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura**

Universidad Nacional de Rosario, Rosario, Santa Fe, Argentina

**Riobamba 245 bis. Ciudad Universitaria.
S2000EKE. Rosario. Santa Fe. Argentina.
Tel: 54-341-4808541**

e_mail: revistac@fceia.unr.edu.ar / revistacuriham@gmail.com

web: <https://cuadernosdelcuriham.unr.edu.ar>

Ig: <https://www.instagram.com/cuadernoscuriham/?igsh=bnptdzJnN3RwNzg2#>

CUADERNOS DEL CURIHAM

Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales
Volumen 30 y Edición Especial: 40 años del Instituto de Hidrología de
Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), Año 2024

UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Rector: Lic. Franco Bartolacci
Vicerrector: Od. Héctor Darío Masía

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, INGENIERÍA Y AGRIMENSURA

Decano: Ing. Mauro Soldevila
Vicedecana: Mg. Ing. Yolanda Galassi

Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales

Directora: Dra. Ing. Marina García



CUADERNOS DEL CURIHAM
(Revista de Estudios sobre la Cuestión Hidroambiental)
Volumen Nro. 30 y Edición Especial: 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA) – Año 2024

CONSEJO EDITORIAL

Editora responsable:

Adelma Mancinelli, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
e-mail: adelma@fceia.unr.edu.ar - revistac@fceia.unr.edu.ar – revistacuriham@gmail.com

Miembros del Consejo Editorial:

Gerardo Riccardi, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Carlos Scuderi, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Marina García, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Alfredo Trento, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Argentina.
Sergio Montico, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Zavalla, Argentina.
Erik Zimmermann, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Luis Vives, Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina.
José Rodríguez, University of Newcastle, Australia.
Javier Heredia, Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España.
Juan Weber, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional, Argentina.
Mario Castiglioni, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
Patricia Saco, University of Newcastle, Australia.
Pedro Basile, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Juan Serra, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Chubut, Argentina.

CONSEJO REVISOR

Hernán Stenta, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Armando Brizuela, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Argentina.
Carlos García, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
Víctor Lallana, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Argentina.
José Vargas, Facultad de Ingeniería, Universidad de Concepción, Chile.
Leopoldo Génova, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
Virginia Pacini, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Leticia Rodríguez, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Argentina.
Mónica Blarasin, Facultad de Ciencias Exactas, Físico - Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.
Nora Pouey, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Eduardo Zamanillo, Universidad Tecnológica Nacional y Universidad Nacional de Entre Ríos, Argentina.
Mariano Re, Instituto Nacional del Agua, Buenos Aires, Argentina.
Sandra Fernández, Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Buenos Aires, Argentina.
Carlos Scioli, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
Raúl Navarro, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Catalina Romay, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
Leandro Vestena, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Brasil.
Alberto Vich, CONICET Mendoza, Argentina.
Maria Emilia Zabala, Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina.
Steven Sandi Rojas, University of Newcastle, Australia.
Tomás Rodríguez, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Misiones, Oberá, Argentina.
Sebastián Dietrich, Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina.
Claudio de Francesco, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
Lucía Odicini, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Rosario, Argentina.
Rodolfo Iturraspe, Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Ushuaia, Argentina.
María Alejandra Gómez Paz, Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.
Franco Trivisonno, Centro Internacional Franco Argentino de Ciencias de la Información y Sistemas (CIFASIS), Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
Gabriel Kaless, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Trelew, Argentina.
Luciano Calvo, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

SOPORTE TECNICO

Gisela Chiappero, Universidad Nacional de Rosario, Santa Fe, Argentina.

CUERPO DE TRADUCTORES

Universidad Nacional de Rosario.

ACERCA DE LA REVISTA

La Revista CUADERNOS DEL CURIHAM, ISSN 2683-8168 (En línea), es una publicación editada por el Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales (CURIHAM), Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.

La revista tiene como objetivo la divulgación de trabajos de investigación básica y aplicada, como así también innovaciones tecnológicas en el campo concerniente a la disciplina hidroambiental. Además, esta publicación puede incluir resultados de investigaciones de campo, estudios interdisciplinarios como así también trabajos acerca de estado del arte en la temática.

Las temáticas comprendidas son: Hidráulica Fundamental, Fluvial e Hidrodinámica; Hidrología Superficial y Subterránea; Hidrología Urbana; Ingeniería Sanitaria, Hidráulica Experimental, Sistemas de provisión de agua, Estocástica; Planeamiento y Manejo de Recursos Hídricos; Evaluación Ambiental; Contaminación y Calidad de aguas; Política y Legislación de Aguas; Gerenciamiento Hidroambiental Regional; Obras Hidráulicas, Métodos y Técnicas Constructivas; y todos aquellos temas relacionados con las ciencias hidroambientales. El contenido de la revista está dirigido a investigadores, docentes, estudiantes de posgrado y grado y profesionales de las áreas afines a la temática de la misma.

Los artículos y notas técnicas que se propongan para su publicación deberán ser originales y no haber sido publicados previamente, y no estar simultáneamente propuestos para tal fin en otra publicación. La responsabilidad del contenido, originalidad y autenticidad de los artículos o notas técnicas corresponde a los autores.

La Revista CUADERNOS DEL CURIHAM recibe trabajos en español; portugués y/o inglés.

Los autores no pagan ningún costo por el procesamiento; envío y publicación de los artículos y notas técnicas a la revista.

Todos los artículos / notas técnicas recibidos cumplen con los siguientes pasos. En primera instancia, los artículos son revisados por el Consejo Editorial y sólo aquellos artículos / notas técnicas que cumplen con los estándares científicos y editoriales de la Revista, con sus objetivos y el enfoque, pasan a la siguiente etapa. En segunda instancia se realiza la revisión por parte del Consejo Revisor. La Revista CUADERNOS DEL CURIHAM utiliza para la Evaluación de cada artículo o nota técnica el protocolo de arbitraje tipo simple ciego. Cada artículo o nota técnica debe ser analizado por expertos de alto nivel y de reconocido prestigio nacional e internacional en su ámbito profesional, quienes recomiendan su aceptación, provisoriamente aceptado, provisoriamente no aceptado o no aceptado. Por último, el Consejo Editorial de la revista será el responsable de la decisión final para la publicación o no del artículo o nota técnica. Adicionalmente, los autores deberán aprobar las pruebas finales de sus textos.

La Revista CUADERNOS DEL CURIHAM se encuentra indizada a partir de los criterios de calidad editorial establecidos por el sistema Latindex. Referencia: Catálogo LATINDEX 2.0 (a partir del año 2018) y en Núcleo Básico de Revistas Científicas Argentinas (NBR) (CAICYT - CONICET) (a partir del año 2020). A partir del año 2023, la Revista Cuadernos del CURIHAM adopta el modelo de publicación continua de manera que cada artículo es publicado una vez que ha sido aprobado y editado sin esperar a que se conforme el volumen de manera completa.

La Revista se publica bajo política de acceso abierto. Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0).

Sitio web: <https://cuadernosdelcuriham.unr.edu.ar/>

ÍNDICE

VOLUMEN 30

Provisión de servicios ecosistémicos hídricos de unidades de paisaje con diferentes grados de urbanización (Artículo)	
Sergio Montico y Néstor Di Leo	9p.
Sequías en la Cuenca del Arroyo Cura Malal Grande (Argentina): efectos en la vegetación durante el evento de 2018 (Artículo)	
María de los Ángeles Ortuño Cano y Jorge Osvaldo Gentili.....	17p.
Modelado hidrológico distribuido de la Cuenca del Río Grande (Córdoba, Argentina) en base a datos de precipitación derivados de satélites (Artículo)	
Juan F. Weber y Máximo G. Jaeggi.....	17p.
Procesos hidrogeoquímicos de liberación de arsénico en la cuenca del arroyo Claromecó, Provincia de Buenos Aires (Artículo)	
Matías Maino, Sebastián Dietrich, Greta Ríos y Pablo Weinzettel.....	18p.
EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 AÑOS DEL INSTITUTO DE HIDROLOGÍA DE LLANURAS "DR. EDUARDO JORGE USUNOFF" (IHLLA)	
40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA)	
Sección Editorial	1p.
La ciencia ciudadana como herramienta para el análisis de la variabilidad espacio-temporal de las precipitaciones (Artículo)	
Ilda Entraigas, Carlos Vicente Bongiorno y Georgina Cazenave	8p.
Estudio comparativo del impacto de la urbanización sobre la calidad de agua en Tres Arroyos Pampeanos del Centro Bonaerense de Argentina (Artículo)	
Ignacio Masson, José Gonzalez Castelain, Rosario Barranquero, Natalia Othax, Alejandra Krüger, Juliana González y Fabio Peluso	18p.
El caudal base como reflejo de los procesos hidrológicos a escala cuenca: un estudio de caso en cuencas hidrológicas de llanura (Artículo)	
Romina Marcovecchio, Sebastián Dietrich, María Soledad Gualde y María Emilia Zabala	14p.
Influencia de períodos secos y húmedos en el rendimiento de cultivos de invierno para la Región Sudeste de Buenos Aires (Artículo)	
Facundo Carmona, Jorge Francisco Diez, Pablo Facundo Orte y Cristian Ariel Laino Baldini	7p.
Aplicaciones particulares de la metodología de evaluación de riesgo a la salud por la presencia de sustancias en agua (Artículo)	
Natalia Othax, Fabio Peluso, Ignacio Masson y José Gonzalez Castelain	10p.
Base de datos de propiedades hidráulicas del suelo de la región pampeana de la provincia de Buenos Aires (Artículo)	
Golin Aile Sellenne, Claudio Ramón Mujica e Ignacio Augusto Villanueva	13p.
Caracterización y dinámica estacional de las cubetas del sector llano de la Cuenca del Arroyo del Azul (Artículo)	
Micaela Agostina Chindamo, María Soledad Fontanarrosa, Ilda Entraigas, Claudia Fernanda Dávila, Luisa Fernanda Fajardo González, Ninoska Mayerlin Briceño Maldonado y Natalia Vercelli	12p.
El registro de la diversidad vegetal en los estudios hidrológicos (Artículo)	
Natalia Vercelli e Ilda Entraigas	15p.

PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS DE UNIDADES DE PAISAJE CON DIFERENTES GRADOS DE URBANIZACIÓN

PROVISION OF WATER ECOSYSTEM SERVICES OF LANDSCAPE UNITS WITH DIFFERENT DEGREES OF URBANIZATION

Sergio Montico ⁽¹⁾ y Néstor Di Leo ⁽²⁾

⁽¹⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario e Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrarias, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Zavalla, Argentina
e-mail: smontico@unr.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8053-7734>

⁽²⁾ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario e Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrarias, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Zavalla, Argentina
e-mail: nestordileo@yahoo.com.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7872-9692>

RESUMEN

La relación entre las características del paisaje y los servicios ecosistémicos se modifica por los procesos de urbanización y es un desafío valorar esos cambios en el tiempo y en espacio. En este trabajo se desarrolló un trayecto metodológico para evaluar los servicios ecosistémicos hídricos que son capaces de proveer diferentes unidades de paisaje con distinto grado de urbanización en un sector del sur de la provincia de Santa Fe. Se definieron siete unidades de paisaje por sus diferencias en las estructuras fisiográficas y funcionalidad sistémica y se determinaron sus capacidades para brindar esos servicios. Se vincularon las capacidades con la proporción de superficie urbanizada de cada una de ellas para determinar cuáles están en mejores condiciones para proveerlos. El vínculo entre paisaje-urbanización-servicios ecosistémicos hídricos define un eje de intervención en el territorio insoslayable al momento de diseñar el ordenamiento territorial ambiental, promoviendo la consideración de las capacidades de los bienes naturales comunes para sostener la vida humana.

Palabras clave: Unidades de Paisajes, Servicios Ecosistémicos Hídricos, Urbanización.

ABSTRACT

Urbanization processes modify the relationship between landscape characteristics and ecosystem services and it is a challenge to assess these changes in time and space. In this work, a methodological path was developed in order to evaluate the water ecosystem services that are capable of providing different landscape units with distinct degrees of urbanization in a sector of the south of the province of Santa Fe. Seven landscape units were defined by their differences in the physiographic structures and systemic functionality and their abilities to provide these services were determined. These abilities were linked to the proportion of urbanized surface area of each of them to determine which ones are in the best conditions to provide them. The link among landscape-urbanization-water ecosystem services defines an axis of intervention in the territory that is unavoidable when designing environmental territorial ordering, promoting the consideration of the capacities of common natural goods to sustain human life.

Keywords: Landscape Units, Water Ecosystem Services, Urbanization.

INTRODUCCIÓN

Las transformaciones territoriales en las últimas décadas se caracterizan por un incremento considerable del suelo urbano y una tendencia del avance de lo urbano por sobre el espacio rural (Galimberti et al., 2018). Estas transformaciones ocurren en diferentes estructuras paisajísticas, principalmente en los territorios con mayores conglomerados urbanos.

El paisaje es un sistema espacio-temporal complejo, abierto y dinámico que se localiza en la interfase naturaleza-sociedad. Su configuración espacial, como su estructura y funcionamiento, son producto de la interacción entre los componentes naturales, técnico-económicos y socio-culturales, presentes y pasados (Mazzoni, 2014).

La influencia de la urbanización del paisaje es determinante, dado que afecta la dinámica hídrica y genera problemáticas emergentes no consideradas en los procesos de territorialización (Montico et al., 2019).

Hommes et al. (2020) consideran que las formas en que los agentes y entidades rurales y urbanas se conectan o desconectan de los flujos de agua de diferentes fuentes mediante la elección de artefactos e infraestructuras, configuran fundamentalmente los nuevos territorios hidrosociales urbano-rurales, y producen nuevas formas de colaboración y conflictos.

Como aseveran Pickett y Cadenasso (1995) y Metzger et al. (2021), la provisión de servicios ecosistémicos es inherentemente espacial. La estructura del paisaje influye sobre la prestación de servicios a través de múltiples procesos a nivel del paisaje, como los efectos de fragmentación, borde y conectividad. Estos procesos pueden afectar áreas de oferta y demanda de

servicios ecosistémicos y los flujos que unen esas áreas. Para promover un uso y gestión adecuados de los servicios ecosistémicos, es esencial incorporar mejor los procesos del paisaje en las evaluaciones de los servicios ecosistémicos. Esto conducirá a estimaciones más precisas cuantitativamente y espacialmente.

Resulta sumamente importante reconocer a los servicios ecosistémicos relacionados con el agua a aquellos que comúnmente se identifican como servicios ecosistémicos hídricos (Jobbágy et al., 2022). Para el estudio de estos servicios se recurren a enfoques mayormente disciplinares, pero deberían ser interdisciplinares (Brauman, 2015), de modo de lograr una gestión integrada del territorio.

En este trabajo se propone el desarrollo de un trayecto metodológico para evaluar los servicios ecosistémicos hídricos que son capaces de proveer diferentes unidades de paisaje con distinto grado de urbanización en un sector del sur de la provincia de Santa Fe.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se desarrolló en un sector de 11126 ha al suroeste de la ciudad de Rosario, provincia de Santa Fe (Argentina), delimitado por las rutas nacionales 9, 33, A012, A008 y la provincial 14, el cual pertenece al cuadrante suroeste del área de influencia del Ente de Coordinación Metropolitana Rosario (ECOM) (Figura 1). El clima es subhúmedo mesotermal, con una temperatura media anual de 17 °C y con un monto de precipitaciones totales promedio de 1110 mm (Cáceres, 1980). Geomorfológicamente, es un sector originado en un bloque basculado que fue modelado por fallas y fracturas sucesivas promoviendo el trayecto del arroyo Saladillo en su desembocadura al río Paraná (Catalani, 1980).

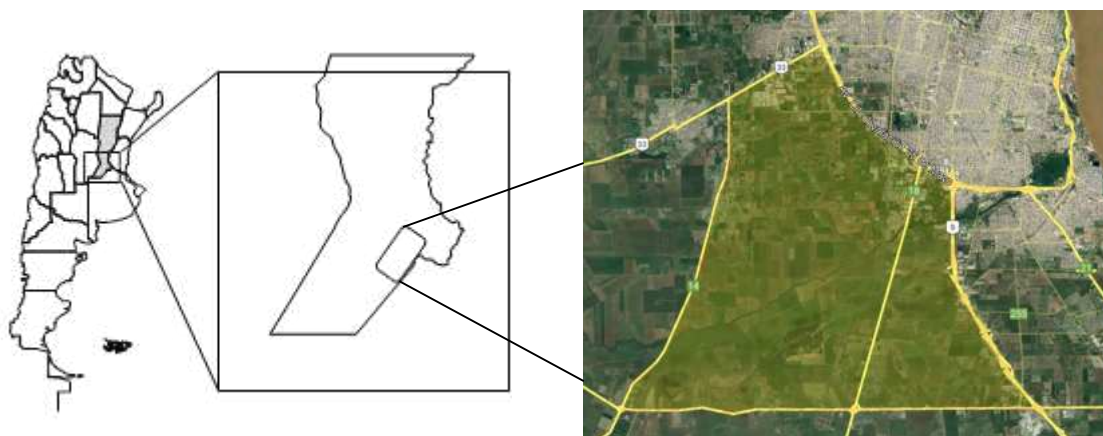


Figura 1. Ubicación del cuadrante suroeste del área de influencia del ECOM Rosario.

Para la definición de las unidades de paisaje (UP) se recurrió a la metodología desarrollada por Bonel et al. (2005) en el arroyo Ludueña, utilizando información topográfica de cartas del IGN (1:50000), de la dinámica hídrica superficial y de las unidades edáficas (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 1988), integradas por el sistema de información geográfica (SIG) QGIS versión 3.28.

Consideradas las UP como sistemas naturales organizados y concretos, y con el propósito de evaluar sus capacidades para ofrecer servicios ecosistémicos hídricos (SEH) en el marco de un proceso zonal de urbanización, se definieron cinco principios sistémicos y su valoración cuali y cuantitativa, según las características de cada una de ellas (Tabla 1 y Tabla 2). La capacidad se interpreta como el conjunto

de principios que posibilitan cumplir con el objetivo de brindar esos servicios.

Fueron evaluados los siguientes SEH: control de inundaciones; retención de sedimentos; regulación de escurrimientos superficiales; abastecimiento de agua superficial; abastecimiento de agua subterránea; metabolización de contaminantes; provisión de hábitats; mantenimiento de las condiciones climáticas locales; producción de biomasa (granos, forrajes, maderas, etc.); importancia e identidad cultural; belleza escénica.

La capacidad (C) de cada UP de proveer los SEH se obtuvo de sumar el valor de los cinco principios de las categorías presentes para cada servicio y se estableció una clasificación según se indica en la Tabla 3.

Tabla 1. Descripción de los principios sistémicos de las unidades de paisaje.

Principio	Descripción
Complejidad (com)	Cantidad y heterogeneidad de componentes que interactúan entre sí para sostener una coherencia y funcionalidad sistémica de las UP.
Antropización (ant)	Influencia que ejercen las actividades/acciones humanas transformando entidades e identidades paisajísticas.
Resilencia (res)	Capacidad de adaptación ante cambios o transformaciones que se imponen a la organización y función de las UP.
Vulnerabilidad (vul)	Susceptibilidad ante un evento o intervención amenazante que conspira contra la estabilidad sistémica estructural y funcional de las UP.
Autonomía (aut)	Capacidad para sostenerse en el tiempo con recursos propios, optimizando la adaptación de las UP y disminuyendo su vulnerabilidad.

Tabla 2. Valores de las categorías de los principios sistémicos de las unidades de paisaje.

Principio	Valor	Categoría
Complejidad (com)	1	Baja: los componentes son muy pocos, similares, y con débil interacción entre ellos.
	4	Media: hay interacciones moderadas entre algunos pocos componentes diferentes.
	7	Alta: elevada cantidad de componentes, muy diferentes y con grandes interacciones entre sí.
Antropización (ant)	1	Muy intensa: existe una fuerte influencia sobre las estructuras y funciones.
	4	Medianamente intensa: las alteraciones antrópicas son de regular importancia.
	7	Poco intensa: las modificaciones de estructuras y funciones son poco relevantes.
Resilencia (res)	1	De largo plazo: los roles y las funciones sistémicas demoran mucho tiempo en retornar a la situación original (años).
	4	De mediano plazo: la recuperación de los atributos sistémicos requiere meses.
	7	De corto plazo: los roles y las funciones sistémicas se recuperan muy rápidamente (días).
Vulnerabilidad (vul)	1	Alta: gran pérdida de estabilidad que transforma totalmente la organización original.
	4	Media: se modifican importantes estructuras y roles del sistema, pero el mismo persiste.
	7	Baja: la estabilidad se altera muy levemente, por lo que se asegura la supervivencia sistémica actual.
Autonomía (aut)	1	Insuficiente: posee muy pocos recursos para sustentarse sistémicamente.
	4	Parcialmente suficiente: los recursos cubren al límite las necesidades funcionales.
	7	Suficiente: puede autoabastecerse de los flujos sistémicos para funcionar con estabilidad.

Tabla 3. Valor de la capacidad de las UP para proveer todos los servicios ecosistémicos hídricos.

Capacidad de la UP	Valor
Baja	< 96
Media-Baja	96 - 193
Media Alta	194 - 289
Alta	> 289

Respecto al proceso de urbanización histórico y en desarrollo que ocupa los espacios en las UP, se recurrió al análisis de información obtenida del ECOM (2023) y del sistema de información geográfica QGIS 3.28, obteniéndose en cada UP, la superficie total, la rural y la urbanizada.

Con el propósito de vincular la capacidad de las UP con la proporción de superficie urbanizada se propone un indicador, el cual surge de una fracción, donde la primera es el numerador y la segunda el denominador, mostrando la capacidad cada UP por el porcentaje de su superficie total que posee urbanizada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La integración de la información espacial permitió definir y georreferenciar siete UP (Figura 2), cuyas características principales se describen en la Tabla 4.

La capacidad de uso de los suelos refiere a la aptitud productiva y al riesgo de degradación, la cual permite identificar el comportamiento, las características, las potencialidades y las limitaciones de los suelos para el uso, principalmente agrícola y ganadero. La clase de capacidad de uso se clasifica de I a VII (de menor a mayor capacidad), siendo las subclases: “e” susceptibilidad a la erosión; “w” exceso de agua; “s” limitaciones dentro de la zona radical; “c” limitación climática.

Respecto a la urbanización de las UP en la Tabla 5 se muestra la superficie urbanizada en cada una de ellas y la proporción (%) respecto al total de la misma.

La urbanización se ubica principalmente en el este, norte y oeste de la UP I, este de la UP II, UP III y UP VII, y centro sur de la UP V y UP VI. Las UP III, UP I y UP VI poseen la mayor presión de urbanización dado que son las que tienen más proporción de superficie urbanizada, y por lo tanto, donde más podría influir en la capacidad de brindar SEH.

En la Tabla 6 se muestran los valores de las capacidades de las UP para proveer los SEH. En la Tabla 7 se indica la capacidad de cada UP para proveer los servicios ecosistémicos hídricos y la diferencia respecto al máximo valor posible (385).

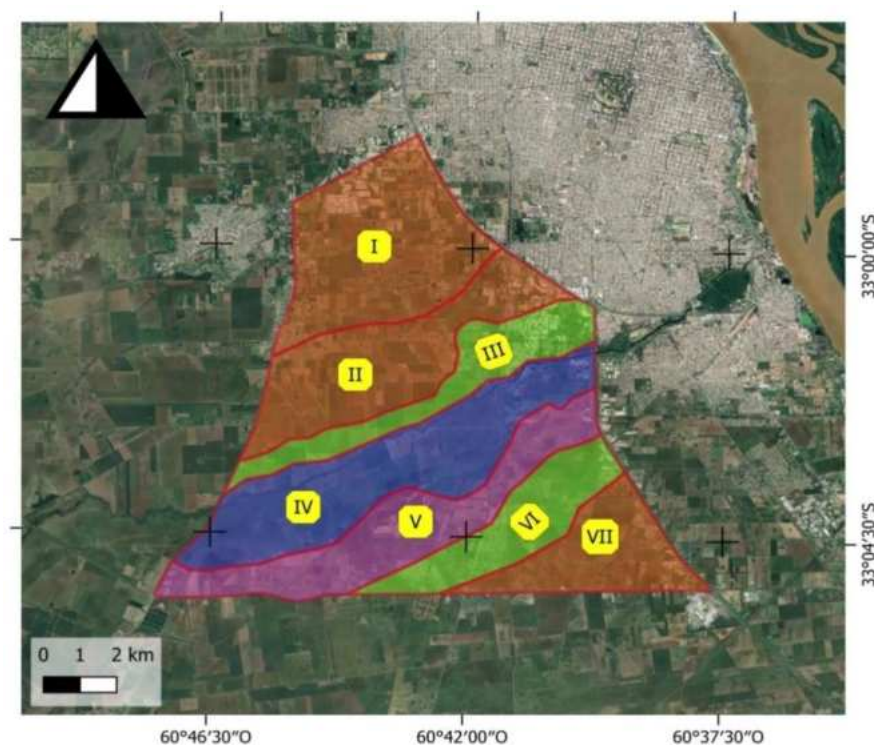
**Figura 2. Unidades de paisaje en el sector de trabajo.**

Tabla 4. Características de las unidades de paisaje (UP) presentes en el sector de estudio.

UP	Superficie (ha)	Topografía	Dinámica hídrica superficial	Suelos y Capacidad de Uso (CU)
I	2185	Loma extendida ligeramente ondulada al noreste con pendiente entre 0.2% y 0.4%. Relieve subnormal.	Moderadamente bien drenada (clase 3). Escurrimiento medio (grado 3). Área poco inundable (clase 3).	Argiudoles típicos Serie Peyrano (Py) y Consociación Serie Peyrano con fases CU: 2/3w
II	1056	Loma extensa con pendiente hacia el este noreste menor al 0.2%. Relieve subnormal.	Moderada a imperfectamente bien drenada (clase 3-2). Escurrimiento medio a lento (grado 2-1). Área poco inundable a inundable (clase 3-2).	Argiudoles típicos Serie Peyrano (Py) y Consociación Serie Peyrano con fases. CU: 4w(s)
III	1047	Media loma con pendiente al sureste entre 0.3% y 0.5%. Relieve subnormal.	Moderadamente bien drenada (clase 3). Escurrimiento medio (grado 3). Área poco inundable (clase 3).	Argiudoles vérticos y Serie Roldán (Rd) y Argialbol típico Serie Monte Flores (MF). En microdepresiones Serie Gelly (Ge) y Zavalla (Za), Complejo Villada (Vd). CU: 3wp y 4/5ws
IV	2325	Plano bajo extendido con pendiente al este noreste entre 0.05 y 0.1%. Relieve cóncavo.	Muy pobremente drenado (clase 0). Escurrimiento muy lento (grado 1). Área inundable (clase 2).	Consociaciones de las Series Rd, Ge y Za. Corresponden a Argiudolesvérticos (Rd), Argialboles típicos (MF), Natralboles típicos (Ge) y Natracualfes típicos (Za). CU: 6ws y 4ws
V	1668	Media loma baja con pendiente al este noreste entre 0.1% y 0.2%. Relieve subnormal.	Imperfecta a moderadamente drenada (clase 2-3). Escurrimiento lento (grado 2). Área poco inundable a inundable (clase 3-2).	Argiudoles típicos Serie Peyrano (Py) y Consociación Serie Peyrano con fases. En microdepresiones Serie Gelly (Ge) y Zavalla (Za), Complejo Villada (Vd). CU: 4ws
VI	1046	Media loma con pendiente al este noreste entre 0.1% y 0.3%. Relieve subnormal.	Moderada a imperfectamente bien drenada (clase 3-2). Escurrimiento medio (grado 3). Área poco inundable (clase 3).	Argiudoles típicos Serie Peyrano (Py) y Consociación Serie Peyrano con fases y microdepresiones con Serie Gelly (Ge) y Zavalla (Za). CU: 3ws
VII	1799	Loma con pendiente hacia el noreste entre 0.2% y 0.4% Relieve subnormal.	Moderadamente bien drenada (clase 3). Escurrimiento medio (grado 3). Área poco inundable (clase 3).	Argiudoles típicos Serie Peyrano (Py) y Consociación Serie Peyrano con fases CU: 2s

Tabla 5. Superficie urbanizada de las unidades de paisaje y su proporción.

Unidades de paisaje	I	II	III	IV	V	VI	VII
Superficie urbanizada (ha)	326	51	183	30	92	149	79
Proporción urbanizada (%)	14.9	4.8	17.4	1.3	5.5	14.1	4.3

Tabla 6. Capacidad de las unidades de paisaje (UP) para cada servicio ecosistémico hídrico (SEH).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS HÍDRICOS	UP I	UP II	UP III	UP IV	UP V	UP VI	UP VII
Control de inundaciones	5	20	20	35	20	20	35
Retención de sedimentos	5	20	5	35	20	20	35
Regulación del escurrimiento superficial	8	8	5	20	20	20	20
Abastecimiento de agua superficial	8	20	8	5	8	8	14
Abastecimiento de agua subterránea	20	35	8	20	20	20	20
Metabolización de contaminantes	5	20	5	35	26	20	20
Provisión de habitas	5	20	20	35	26	5	20
Mantenimiento condiciones climáticas locales	35	35	35	35	35	35	35
Producción de biomasa	5	35	20	20	20	5	20
Importancia e identidad cultural	5	20	5	20	20	5	20
Belleza escénica	5	5	5	35	20	5	20

Tabla 7. Capacidad de las unidades de paisaje (UP) para proveer el total de los servicios ecosistémicos hídricos (SEH) y la diferencia porcentual respecto a la máxima posible.

Unidades de paisaje	I	II	III	IV	V	VI	VII
Capacidad (C) para proveer los SEH	116	238	136	223	295	163	259
Diferencia de C respecto al máximo (%)	69.8	38.2	64.7	42.1	23.4	57.6	32.7

La UP V es la que puede proveer más SEH (capacidad Alta) y la UP I (capacidad Media-Baja), la que se encuentra en peores condiciones para hacerlo.

El valor del indicador que relaciona la capacidad de la UP con la proporción de su superficie urbanizada (C/% urbanizada) es: UP I = 7.8; UP II = 49.6; UP III = 7.8; UP IV = 171.5; UP V = 53.6; UP VI = 11.5; UP VII = 60.2. Se advierte que las UP I, UP III y UP VI tienen valores similares y bajos, en las UP II, UP V y UP VII los valores también son similares entre sí, pero más elevados, siendo la UP IV la que tiene el mayor valor del indicador. Esto muestra que no todas las UP están en condiciones de asegurar una buena provisión de SEH, tanto por sus características naturales sistémicas como por la influencia que ejerce la urbanización. Resulta evidente que la UP IV, es la que puede abastecer al momento esos servicios con mayor contundencia, a pesar que posee una capacidad media-alta tiene la menor superficie urbanizada. Las UP I y UP III son las poseen las mayores restricciones para hacerlo.

En este tipo de investigaciones, se destaca la importancia de reconocer al paisaje como un recurso natural escaso, valioso y con demanda creciente, fácilmente depreciable y difícilmente renovable (Muñoz-Pedrerros, 2004), además de brindar un contexto útil para visualizar las interacciones entre naturaleza, economía y cultura (Potschin y Haynes-Young, 2006).

La pérdida y degradación de las áreas vegetadas y las productivas por efectos del crecimiento demográfico

y la urbanización, genera el deterioro de las funciones y la oferta de los servicios ecosistémicos que proveen los ecosistemas urbanos y periurbanos (Civeira, 2016). En los procesos de urbanización, la selección del sitio donde ubicar los edificios rurales es un proceso complejo para resolver, es una relación discordante con otros componentes del paisaje rural y necesita muchos criterios diversos para abordar su situación (Jeong et al., 2013). Tanto estos espacios rurales como los periurbanos pueden brindar servicios ecosistémicos tangibles e intangibles que benefician a las comunidades, por esto es importante discretizar el territorio en sectores y generar una matriz de intercambio de múltiples servicios entre ellos (Jobbágy et al., 2022).

Cuando se evalúa la capacidad de las unidades de paisaje para brindar servicios ecosistémicos, específicamente los hídricos, como lo propuesto en este trabajo, debe considerarse, tal como lo asevera Jobbágy (2011), que los servicios hídricos pueden generar, además, un puente entre los actores rurales y urbanos sobre el cual construir una visión y ordenamiento más claro y justo del territorio. La influencia de los ecosistemas, y especialmente de los usos y transformaciones a las que lo someten los humanos, sobre el ciclo hidrológico plantea una conexión de intereses percibidos en distintas escalas geográficas y por distintos actores.

La relevancia del agua no ha sido debidamente reflejada en la atención política ni en las inversiones financieras en muchas partes del mundo. Los riesgos derivados de subvalorar el agua son demasiado

grandes para ignorarlos (Programa Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO] de Evaluación de los Recursos Hídricos, 2021). Reconocer si diferentes paisajes funcionales pueden otorgar beneficios hídricos como servicios ecosistémicos, es una definición concreta en el marco de las soluciones basadas en la naturaleza (SBN). Las SBN pueden desarrollar estabilidad y resiliencia a las crisis futuras, dado que proporcionan protección contra los desastres naturales y otros impactos del cambio climático (Ozment et al., 2021). Asimismo, se los considera complementarios de la seguridad hídrica pues permite identificar aquellas funciones que hacen a la disponibilidad, calidad y mitigación de riesgos asociados con el agua (Montico et al., 2019). La seguridad hídrica en los paisajes urbanos, periurbanos y rurales, es una búsqueda multidimensional, y requiere de acciones de gobernanza. Tal como afirman Galimberti y Jacob (2021), para que las posibles propuestas y políticas realmente se concreten, se requiere indefectiblemente la participación del componente más importante de dicho paisaje: sus habitantes. Sólo a través de la acción permanente de la población en pos de la protección, salvaguarda y desarrollo sostenible, este paisaje productivo podrá agregar nuevas capas que se integren articuladamente sin destruir las preexistentes y las futuras.

El aprovechamiento y gestión del agua en términos globales tiene que basarse en un planeamiento que implique la participación de los usuarios, los planificadores y los responsables de las decisiones a todos los niveles (Montico, 2011). Los planificadores urbanos tienen el desafío de comprender temporal y espacialmente la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos (Petroni et al., 2022), incluyendo a los hídricos, como determinantes de la vida humana. Dependerán del tipo de decisiones que se tomen y de la rapidez con que se realicen las acciones futuras, las posibilidades de neutralización de las intervenciones degradantes y de restauración de las condiciones naturales (Montico et al., 2019).

CONCLUSIONES

El recurso metodológico aplicado permitió evaluar los servicios ecosistémicos hídricos que son capaces de brindar diferentes unidades de paisaje con distinto grado de urbanización. Las unidades de paisaje poseen esas diferencias por sus estructuras fisiográficas, funcionalidad y ocupación de los sectores rurales y periurbanos por la expansión

urbana. Cuanto mayor es la capacidad de la unidad de paisaje de proveer esos servicios en relación a su superficie urbanizada, mayores deberán ser los esfuerzos de gestión para preservarlas.

El vínculo entre paisaje-urbanización-servicios ecosistémicos hídricos, define un eje de intervención en el territorio insoslayable al momento de diseñar el ordenamiento territorial ambiental, promoviendo la consideración de las capacidades de los bienes naturales comunes para sostener la vida humana.

REFERENCIAS

- Bonel, B. A., Montico, S., Di Leo, N. C., Denoia J. A. y Vilche, M. S. (2005). Análisis energético de las unidades de tierra en una cuenca rural. *FAVE, Sección. Ciencias Agrarias*, 4(1-2), 37-47. <https://doi.org/10.14409/fa.v4i1/2>
- Brauman, K. A. (2015). Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *WIREs: Water*, 2(4), 345-358. <http://dx.doi.org/10.1002/wat2.1081>
- Cáceres, L. M. (1980). *Caracterización climática de la provincia de Santa Fe*. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Provincia de Santa Fe, Argentina. 35p.
- Catalani, W. R. (1980). Lineamientos tectónicos y su influencia en el trazado del arroyo Saladillo. *Instituto de Fisiografía y Geología "Dr. Alfredo Castellanos". Notas Serie A N°12*, 16p. <https://www.fceia.unr.edu.ar/fisiografia/PAB/a12.pdf>
- Civeira, G. (2016). *Servicios ecosistémicos en ambientes urbanos: su relación con la estructura, la planificación y el diseño del paisaje*. Tesis doctoral Universidad de La Coruña. España. 208p. <http://hdl.handle.net/2183/17252>
- Ente de Coordinación Metropolitana Rosario. (2023). Ente de Coordinación Metropolitana Rosario. Recuperado de <https://ecomrosario.gob.ar/>.
- Galimberti, C. y Jacob, N. (2021). Entre el campo y el río: transformaciones del paisaje productivo en la Región metropolitana de Rosario (Argentina). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 41(1) 2021: pp. 81-101. <https://doi.org/10.5209/aguc.76723>
- Galimberti, C., Jacob, N. y Martínez de San Vicente, I. (2018). Paisaje y Territorio. Revisitando conceptos a partir de las transformaciones del paisaje pampeano argentino. *Labor & Engenho* 12(1), pp. 30-46. <https://doi.org/10.20396/labore.v12i1.8649988>

- Hommes, L., Boelens, R., Bleeker, S., Duarte-Abadia, B., Stoltenborg, D., Vos, J., y Roldán, D. (2020). Gubernamentalidades del agua: la conformación de los territorios hidrosociales, los trasvases de agua y los sujetos rurales-urbanos en América Latina. *A&P Continuidad*, 7(12), 10–19. <https://doi.org/10.35305/23626097v7i12.247>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. (1988). *Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3360-20*. Escala 1:50000. 98p.
- Jeong, J. S., García-Moruno, L. y Hernández Blanco, J. (2013). A site planning approach for rural buildings into a landscape using a spatial multicriteria decision analysis methodology. *Land and Use Policy*, 32, pp. 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.09.018>
- Jobbágy, E. G. (2011). Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura chaco-pampeana. En: Laterra, P., Jobbágy, E. G. y Paruelo, J. M. (Eds.). *Valoración de Servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 163-183). Ediciones INTA.
- Jobbágy, E. G., Pascual, M., Barral, M. P., Poca, M., García Silva, L., Oddi, J., Castellanos, G., Clavijo, A., Díaz, B. G. y Villagra, P. E. (2022). Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua. *Ecología Austral* 32(1-bis), pp. 213-228. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1213>
- Mazzoni, E. (2014). Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, 2(16), pp. 51-81. <https://ojs2.fch.unicen.edu.ar/ojs-3.1.0/index.php/estudios-socioterritoriales/article/view/588>
- Metzger, J. P., Villarreal-Rosas, J., Suárez-Castro, A. F., López-Cubillos, S., González-Chaves, A., Runting, R. K., Hohlenwerger, C. y Rhodes, J. R. (2021). Considering landscape-level processes in ecosystem service assessments. *Science of the Total Environment* 796, pp. 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149028>
- Montico, S. (2011). Cuestiones asociadas a la gestión del agua en el sector rural de la región pampeana argentina. En: O. Miranda (Ed.), *Estudios sociales del riego en la agricultura Argentina* (1a ed., pp. 197-213). Ediciones INTA.
- Montico, S., Di Leo, N. y Bonel, B. (2019). Evaluación de los servicios ecosistémicos provistos por los recursos hídricos superficiales en una cuenca de Santa Fe, Argentina. En: *Jornadas de CyT XIII - 2019: libro de resúmenes* (pp. 141) UNR Editora.
- Muñoz-Pedrerros, A. (2004). La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), pp. 139-156. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2004000100011>
- Ozment, S., Gonzalez, M., Schumacher, A., Oliver, E., Morales, G., Gartner, T., Silva, M., Watson, G. y Grünwaldt, A. (2021). *Soluciones basadas en la naturaleza en América Latina y el Caribe: situación regional y prioridades para el crecimiento*. Washington, DC: Banco Interamericano de Desarrollo e Instituto de Recursos Mundiales. 56p. <https://bvearmb.do/bitstream/handle/123456789/3695/Soluciones-basadas-naturaleza-ALyC.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Petroni, M. L., Siqueira-Gay, J. y Casteli Figueiredo Gallardo, A. L. (2022). Understanding land use change impacts on ecosystem services within urban protected areas, *Landscape and Urban Planning*, 223. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104404>
- Pickett, S. T. A. y Cadenasso, M. L. (1995). Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science* 269, pp. 331-334. <https://doi.org/10.1126/science.269.5222.331>
- Potschin, M. B. y Haynes-Young, R. H. (2006). Landscapes and sustainability. *Landscape and Urban Planning* 75(3-4), pp. 155-161. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.03.006>
- Programa Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura de Evaluación de los Recursos Hídricos. (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua*. UNESCO, París. 225p. ISBN: 978-92-3-300164-0. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000378890.locale=es>

Tipo de Publicación: ARTICULO.

Trabajo recibido el 12/12/2023, aprobado para su publicación el 08/04/2024 y publicado el 14/06/2024.

COMO CITAR

Montico, S. y Di Leo, N. (2024). Provisión de servicios ecosistémicos hídricos de unidades de paisaje con diferentes grados de urbanización. *Cuadernos del CURIHAM*, 30. e04. <https://doi.org/10.35305/curiham.v30i.e04>

ROLES DE AUTORÍA

SM y NDL contribuyeron a la conceptualización, al desarrollo metodológico y al análisis de los resultados. Los autores aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



SEQUÍAS EN LA CUENCA DEL ARROYO CURA MALAL GRANDE (ARGENTINA): EFECTOS EN LA VEGETACIÓN DURANTE EL EVENTO DE 2018

DROUGHTS IN THE CURA MALAL GRANDE BASIN (ARGENTINA): EFFECTS ON VEGETATION DURING THE 2018 EVENT

María de los Ángeles Ortuño Cano ⁽¹⁾ y Jorge Osvaldo Gentili ⁽²⁾

⁽¹⁾ Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Bahía Blanca, Argentina
e-mail: maria.ortuno@uns.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9146-7105>

⁽²⁾ Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Bahía Blanca, Argentina
e-mail: jogentili@uns.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4787-4667>

RESUMEN

Las sequías son eventos climáticos que afectan diversas áreas a nivel mundial generando impactos económicos y sociales. En la región pampeana estos eventos son significativos debido a sus efectos sobre la agricultura y la ganadería. El objetivo del trabajo fue identificar las sequías en la cuenca del arroyo Cura Malal Grande en el período 2001-20 y el comportamiento de la vegetación durante el evento de sequía del año 2018. Se utilizaron el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI) y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Se encontró alta correlación entre NDVI y SPEI a escala de 3 meses, indicando que es la escala temporal que representa mejor las variaciones en la vegetación. Para el análisis de datos de NDVI se seleccionaron cinco muestras representativas de tres sectores de la cuenca (alta, media y baja). Se comprobó que la sequía de 2018 mostró impactos significativos en la vegetación de la cuenca. Las anomalías del índice son exclusivamente negativas con diferentes grados de negatividad. La mayor presencia de vegetación se observó en las áreas de muestreo CM y CB-1 (cuenca media y baja, respectivamente), principalmente en sectores cercanos al curso principal del arroyo y a cuerpos de agua.

Palabras claves: SPEI, Cuenca Hidrográfica, NDVI, Vertiente Norte del Sistema de Ventania.

ABSTRACT

Droughts are climatic events that affect various areas worldwide, generating economic and social impacts. In the Pampas region these events are significant due to their effects on agriculture and livestock. The objective of this work was to identify the droughts in the Cura Malal Grande basin in the period 2001-20 and the behavior of the vegetation during the drought event of 2018. The Standardized Precipitation and Evapotranspiration Index (SPEI) and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) were used. High correlation was found between NDVI and SPEI at a 3-month scale, indicating that the temporal scale better represents variations in vegetation. For the analysis of NDVI data, five representative samples from three sectors of the basin (upper, middle and lower) were selected. It was found that the 2018 drought event showed significant impacts on the vegetation of the basin. Index anomalies are exclusively negative with varying degrees of negativity. A greatest presence of vegetation was observed in the CM and CB-1 sampling areas (middle and lower basin, respectively), mainly in sectors close to the main course of the stream and bodies of water.

Keywords: SPEI, Basin, NDVI, Northeastern Slope of the Ventania System.

INTRODUCCIÓN

Las sequías son eventos climáticos que afectan diversas áreas geográficas a nivel mundial. Representan un peligro significativo debido a sus impactos directos e indirectos en la seguridad alimentaria, el suministro de agua, la salud de los ecosistemas y la estabilidad socioeconómica a nivel mundial (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2023; Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres [UNDRR], 2019). Existe una creciente preocupación acerca de la probabilidad de que la frecuencia y la magnitud de las sequías se alteren en todo el planeta debido a la variabilidad climática y al cambio climático.

Los impactos de la sequía pueden variar, según dónde y cuándo ocurran, y el enfoque que se adopte para responder a ellos (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2019). A su vez, dichos impactos se incrementan si el ambiente afectado ya ha sido deteriorado por las actividades humanas, especialmente la deforestación y la degradación de la tierra (FAO, 2019). Entre las principales consecuencias conocidas de las sequías se destaca el impacto profundo en la vegetación, afectando su crecimiento, desarrollo y distribución espacial. En el sureste de América del Sur, el riesgo de sequía es mayor en las regiones agrícolas y ganaderas intensivas, ya que debido a éstas se produce la disminución sustancial del rendimiento de cultivos (IPCC, 2023).

Hay mucha experiencia en el estudio de las sequías y de las consecuencias que produce a nivel ambiental y social. Particularmente en el ámbito de la evaluación de sequías y su enfoque en la vegetación, es importante destacar que existen múltiples índices disponibles que permiten cuantificar y analizar estos eventos. Estos índices se pueden dividir en dos categorías principales: los índices espectrales y los índices climáticos. Ambas categorías desempeñan un papel crucial en la identificación y análisis de diferentes tipos de sequía, proporcionando herramientas poderosas y flexibles para comprender estos fenómenos y sus impactos (Paredes et al., 2022; Soto et al., 2020).

La teledetección, especialmente a través del uso de imágenes satelitales, ha demostrado ser una herramienta valiosa para monitorear y estudiar los efectos de las sequías en la vegetación a escala global. Mediante el análisis de imágenes satelitales y la aplicación de índices de vegetación, como el Índice

de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el Índice de Vegetación Mejorado (EVI), el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI) y el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI), se puede obtener información precisa y detallada sobre el estado de la vegetación y su respuesta a las sequías (Aksoy y Sertel, 2021; Lara y Gandini, 2016).

Dentro de los índices espectrales, se puede observar una asociación entre la tendencia de los mismos a lo largo del tiempo y los eventos climáticos vinculados a los excesos o los déficits de agua (inundaciones, anegamientos o sequías). Entre los índices climáticos más utilizados se encuentran el Índice Estandarizado de Precipitación (SPI) y el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI). El SPI, desarrollado por McKee et al. (1993), es un índice versátil y potente que se utiliza para cuantificar el déficit o exceso de precipitación en diferentes escalas de tiempo o períodos promedio. El índice SPEI, por su parte, es una variación del SPI creada por Vicente-Serrano et al. (2010). A diferencia del SPI, el SPEI incorpora el efecto de la evapotranspiración en las condiciones de sequía, por lo que es más apropiado para evaluar sequías agrícolas. Múltiples autores los utilizan para la identificación y caracterización de las sequías (Brendel et al., 2017; Campos-Aranda, 2018; Peña-Gallardo et al., 2016; Sainz de la Maza y del Jesús, 2020; Scordo et al., 2018; Shi et al., 2023; Singh y Shukla, 2020; Soto et al., 2020; Zhao et al., 2022). Por otra parte, diversos autores analizan la influencia y los efectos que las sequías provocan en la vegetación. Vega-Jácome (2019) en los Andes Peruanos, Mentese y Akbulut (2023) en los distritos centrales de Bilecik y de Bozüyük (Turquía) y Nejadrekabi et al. (2022) en Khuzestan (Irán), evaluaron la correlación entre la serie de SPEI/SPI y la serie de NDVI a diferentes escalas temporales.

En Argentina, Rodríguez et al. (2021) realizó un análisis para la provincia de Río Negro con el objetivo de estudiar la situación de sequía a partir del SPI y el NDVI para el período 2010-2020. Cogliati (2019) realizó una estimación sobre el estado y grado de cobertura de la vegetación en el norte neuquino a partir de índices de vegetación (NDVI y EVI) e información de sensores remotos. Klimisch et al. (2022), en la Estepa Magallánica Seca (Santa Cruz), relacionaron índices de sequía generados con datos de estaciones meteorológicas e índices de sensores remotos. Lara y Gandini (2016) describieron la evolución fenológica de las principales coberturas vegetales en la Pampa Deprimida utilizando series

temporales de NDVI. Brendel (2021) estudió, mediante SPEI y NDVI, los efectos de la variabilidad climática sobre la vegetación en la cuenca del río Sauce Grande (Buenos Aires).

La región pampeana cuenta con condiciones muy favorables para el cultivo de cereales y oleaginosas, lo que propicia su desarrollo en la zona. Particularmente, la provincia de Buenos Aires es el epicentro de la producción agroganadera del país y una de las principales proveedoras de materias primas a nivel internacional. Los partidos de Saavedra, Coronel Suárez y Guaminí, por donde se desarrolla la cuenca del arroyo Cura Malal Grande, forman parte de esas estadísticas, ya que la agricultura y la ganadería son sus principales actividades económicas. Estas actividades se ven recurrentemente afectadas por extremos de disponibilidad hídrica que se producen en el área, como las sequías (Gentili, 2012; Ortuño Cano et al., 2022; Ortuño Cano y Gentili, 2023), producto de la variabilidad climática existente en la región (Casado y Campo, 2019; Ferrelli et al. 2021). Por este motivo, el objetivo de este trabajo fue: identificar las sequías en la cuenca del arroyo Cura Malal Grande (CMG) en el período 2001-20 y el comportamiento de la vegetación durante el evento de sequía del año 2018. En el período de estudio, los dos eventos de mayor intensidad y duración que afectaron a la cuenca fueron los ocurridos en 2008-09 y 2018 (Ortuño Cano y Gentili, 2023). Si bien el primero fue ampliamente estudiado, el último y más reciente no ha sido abordado para la cuenca del CMG. La evaluación de los impactos de las sequías sobre la vegetación en el área de estudio es un reto, debido al grado de antropización de la cuenca y a la escasa predominancia de vegetación natural. La comprensión de los efectos de las sequías en la vegetación es fundamental para evaluar y gestionar los riesgos asociados a estos eventos extremos. Desde la perspectiva de la Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH) es importante abordar la interacción crítica entre los eventos de sequía y la vegetación en una cuenca hidrográfica específica. La GIRH se basa en el principio de que una gestión efectiva de los recursos hídricos debe considerar no solo aspectos hidrológicos, sino también los vínculos intrincados con los sistemas biológicos y socioeconómicos (Braz et al., 2020; Programa Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO] de Evaluación de los Recursos Hídricos, 2019). Las cuencas hidrográficas son las unidades territoriales óptimas para la planificación y gestión

de los recursos hídricos, ya que integran tanto las fuentes de agua como los sistemas terrestres circundantes (Martínez Valdés y Villalejo García, 2018; Núñez, 2011; Sheng, 1992).

METODOLOGÍA

Área de estudio

La cuenca del arroyo Cura Malal Grande (CMG) se encuentra ubicada en la vertiente norte del Sistema de Ventania, al suroeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Se extiende sobre sectores de los partidos de Saavedra, Coronel Suárez (mayormente) y Guaminí, donde el arroyo desemboca en la Laguna Alsina (Figura 1). El área de la cuenca es de 722 km². La cuenca baja (CB) representa la mayor superficie, seguida por la cuenca media (CM) y la cuenca alta (CA) (564 km², 123 km² y 36 km², respectivamente). En relación con el relieve del área, las alturas y pendientes disminuyen de manera notoria entre la cuenca alta (1015 a 350 m s. n. m., con pendientes entre 15 ° y 72 °) y la cuenca baja (250 a 100 m s. n. m., con pendientes inferiores a 1° en casi su totalidad) (Ortuño Cano y Gentili, 2022).

En relación con la variable climática, el área se ve influenciada por la variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones que caracteriza al suroeste bonaerense (Casado y Campo, 2019). En la Figura 2 se puede observar la alternancia en las precipitaciones anuales en la región y la media (748 mm), para el período 2001-20 para la estación Coronel Suárez correspondiente al Servicio Meteorológico Nacional (SMN), representativa para el área de la cuenca.

Los años 2013, 2018 y 2019 son los que registran las menores precipitaciones, siendo el primero el año con menor registro (525 mm). Los años 2012, 2014 y 2017 presentan los máximos de lluvias del período (1073 mm, 1141 mm y 924 mm, respectivamente) (Figura 2). En la región de la vertiente norte, se identificaron para el período 2001-2020 importantes inundaciones, anegamientos y sequías, que evidencian la problemática derivada de la ocurrencia de extremos en la disponibilidad hídrica en la región (Gentili, 2012; Ortuño Cano et al., 2019).

La vegetación natural en el área de estudio corresponde según Cabrera (1951) al distrito Pampeano Austral (provincia fitogeográfica Pampeana), donde la estepa de gramíneas es la

vegetación clímax, y se caracteriza por las extensas planicies herbáceas y la casi total ausencia de árboles y arbustos. Sin embargo, en el área, la vegetación original se encuentra reducida debido a la alteración generada principalmente por la explotación agrícola y ganadera. En la cuenca alta dominan suelos someros de la zona serrana (roca aflorante y consolidada), y en el valle interserrano existen sectores clasificados dentro del grupo hapludoles en pendiente, énticos y líticos con permeabilidad promedio alta. En cuenca media y baja predominan mayormente los argiudoles, con permeabilidad variable, entre media y baja, según la zona (piedemonte o llanura). En las vías de escurrimiento del arroyo predominan los natracuoles, y en zonas de planicies anegables los natracualfes,

principalmente en cuenca baja, que presentan problemas de drenaje y productividad baja (Pereyra et al., 2001). Los sistemas productivos predominantes en la cuenca alta son agrícola-ganadero, donde el trigo, la avena y la cebada cervecera son los principales cultivos de invierno en este sistema serrano, mientras que en verano predominan el girasol y el sorgo forrajero (Marini, 2015). En líneas generales, sobre la cuenca media y cuenca baja, por un lado, los cultivos presentan mayor diversidad, destacándose el trigo, el girasol, el maíz, la soja, la cebada cervecera, la avena, el centeno y el alpiste; y con respecto a la ganadería, está representada por la actividad bovina de ciclo completo, y en menor medida por la de cría (Marini, 2015; Marini y Santamaría, 2019; Ministerio de Desarrollo Agrario, 2023).

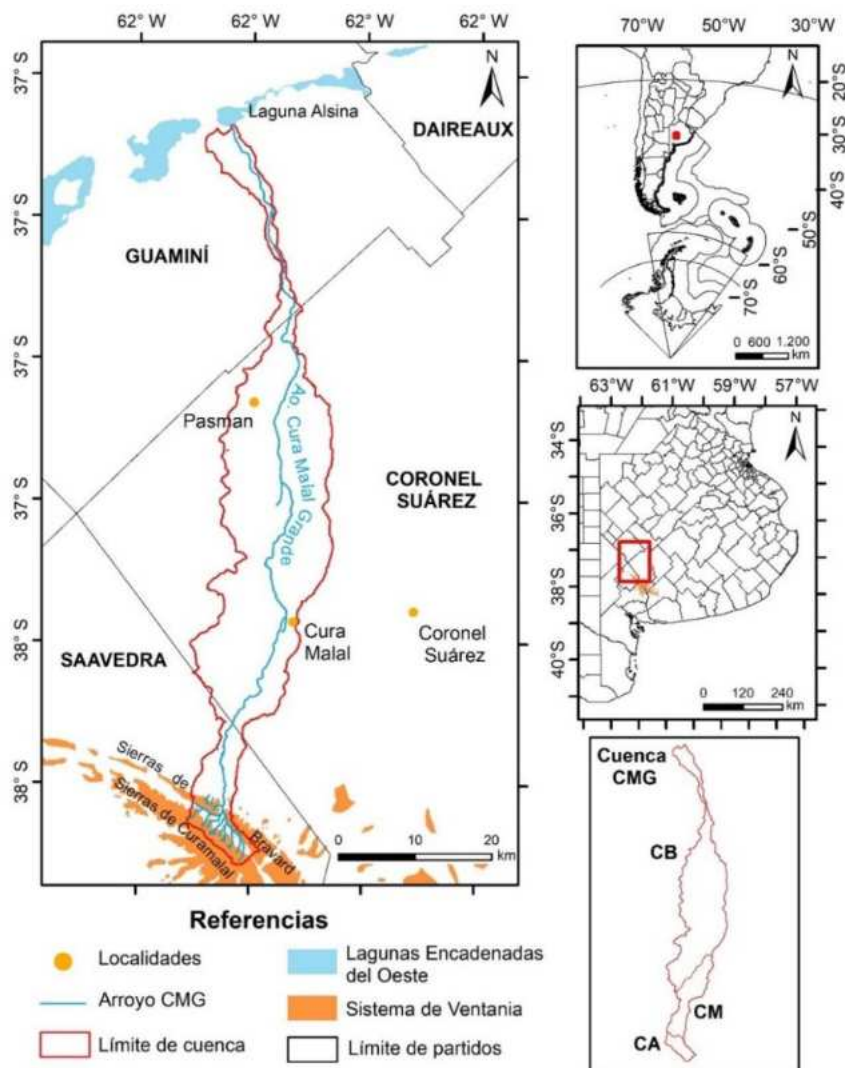


Figura 1. Área de estudio.

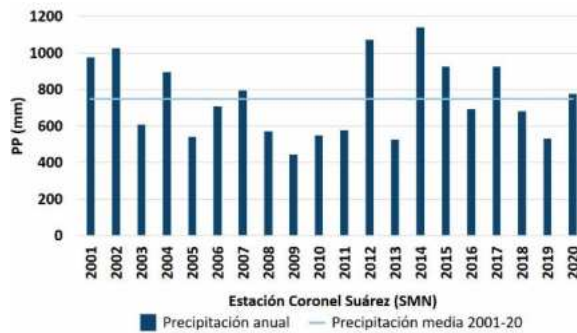


Figura 2. Precipitación anual y media para la estación Coronel Suárez (SMN) en el período 2001-20.

Materiales y métodos

Para describir el comportamiento de la vegetación durante el período 2001-20, se obtuvieron los datos de NDVI y EVI para diferentes sectores de la cuenca del arroyo CMG a través del Sistema de Análisis Temporal de la Vegetación (SATVeg) (Embrapa Agricultura Digital, s.f.). Las series históricas de ambos índices derivan de imágenes del sensor MODIS (satélites Terra y Aqua) en composiciones máximas de 16 días, con una resolución espacial de 250 m. El cálculo de NDVI surge del cociente entre la reflectancia del rojo (RED) y el infrarrojo cercano (NIR), presentado en la ecuación (1):

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{NIR + RED} \quad (1)$$

Los valores del índice oscilan entre -1 y 1, donde los negativos se encuentran relacionados con cuerpos de agua, los valores positivos más bajos (cercanos a 0) corresponden a vegetación de baja cobertura, suelo descubierto o rocas, y los valores positivos altos (cercanos a 1) representan alto contenido de biomasa fotosintética (Huang et al., 2021; Rouse et al., 1974). El EVI también proporciona datos sobre los cambios espaciales y temporales en la vegetación. Este índice se calcula de manera similar al NDVI, pero en su cálculo incluye la banda del azul, coeficientes que corrigen la dispersión atmosférica y un factor de corrección para minimizar la influencia de la cobertura del suelo (Liu y Huete, 1995).

Para el análisis de los datos de NDVI y EVI fueron seleccionadas 5 áreas de muestreo. Estos sitios fueron elegidos en representación de cada uno de los sectores de la cuenca y siguiendo la clasificación de unidades geomórficas de Pereyra et al. (2001). En la cuenca alta y media se analizaron una muestra en cada caso, y sobre la cuenca baja se determinaron 3

sectores, debido a su gran extensión. En la definición de las áreas se priorizó, en los casos que fue posible, que éstas cubran superficies similares (alrededor de 2500-2700 ha) (Figura 3).

A partir de esta información, se realizó en primer lugar la correlación entre NDVI y EVI para cada sector de la cuenca. Para todos los datos mensuales del período considerado, se observó que existe una correlación alta entre ambos (CA, $r = 0.94$; CM, $r = 0.94$; CB-1, $r = 0.96$; CB-2, $r = 0.93$; CB-3, $r = 0.89$). Debido a este resultado preliminar se decidió trabajar sólo con NDVI, que además es el índice más ampliamente utilizado en la bibliografía.

Para identificar y caracterizar la intensidad y duración de los eventos secos se utilizó el índice SPEI. La serie de datos para el período 2001-20 fue obtenida del modelo global SPEI Global Drought Monitor (Consejo Superior de Investigaciones Científicas de España [CSIC], s.f.) con una resolución espacial de 0.5° de longitud y latitud para el área de la cuenca del arroyo CMG. Se utilizó la categorización propuesta por Vicente-Serrano et al. (2010), donde los valores iguales o inferiores a -1 indican períodos secos y se clasifican en: “extremadamente secos” (inferiores a -2), “muy secos” (entre -1.99 y -1.5) y “moderadamente secos” (entre -1.49 y -1).

Se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson entre el índice SPEI a diferentes escalas temporales (1, 2, 3, 6, 9 y 12 meses) y el NDVI, con la finalidad de identificar cuál escala representa mejor las variaciones y comportamiento de la vegetación en el área, y en cada uno de los sectores de la cuenca. El NDVI, si bien presentó correlación positiva en todas las escalas temporales del SPEI, la respuesta más significativa fue la escala de 3 meses, que coincide con el tiempo considerado para el estudio básico de la caracterización de sequías relacionadas al contenido de agua en el suelo, las condiciones climáticas regionales, la composición de la comunidad vegetal y las etapas de crecimiento (Aksoy y Sertel, 2021; García-Haro et al., 2014; Vega-Jácome, 2019; Vicente-Serrano et al., 2010). Para evaluar la influencia de las sequías en la vegetación, se evaluó el coeficiente de correlación de Pearson (r) entre la serie de SPEI a escala de 3 meses y las series de NDVI para cada mes del año, mediante el software RStudio.

Por otra parte, se analizó la sequía del año 2018, evento significativo por su intensidad y duración, y no

estudiado para la cuenca. Para dicho análisis, se tuvieron en cuenta informes de alcance nacional y regional realizados por diferentes instituciones (SMN, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], Ministerio de Agroindustria y Sistema de Información sobre Sequías para el Sur de Sudamérica [SISSA]) sobre el evento, junto a las estimaciones agrícolas de la Dirección Nacional de Agricultura del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Por otra parte, se analizaron los datos de registros pluviométricos representativos y disponibles para cada uno de los sectores de la cuenca (alta, media y baja). Se utilizaron, para la cuenca alta, datos de la estancia “El Parque”; para la cuenca media, datos de la estación “Cura Malal” perteneciente a la Red de Estaciones Meteorológicas de la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca; y sobre el sector bajo,

datos de la Estación Experimental Coronel Suárez (Ministerio de Desarrollo Agrario) de la localidad de Pasman (Figura 3). Sobre dichos datos, se aplicaron técnicas de estadística descriptivas, y se analizaron las anomalías de precipitación durante los meses de ocurrencia del evento.

Se utilizaron técnicas de teledetección para identificar afectaciones en la vegetación de la cuenca y en las muestras seleccionadas durante febrero de 2018. El mes de febrero de 2018 fue el más intenso de dicho evento (Figura 5b), y al mismo tiempo, este mes es uno de los que presentan mayor vigorosidad de la vegetación en la región (Figura 4c). De esta manera, para conocer el estado de la vegetación, se aplicó el NDVI a la cuenca en su conjunto y a las muestras objeto de estudio.

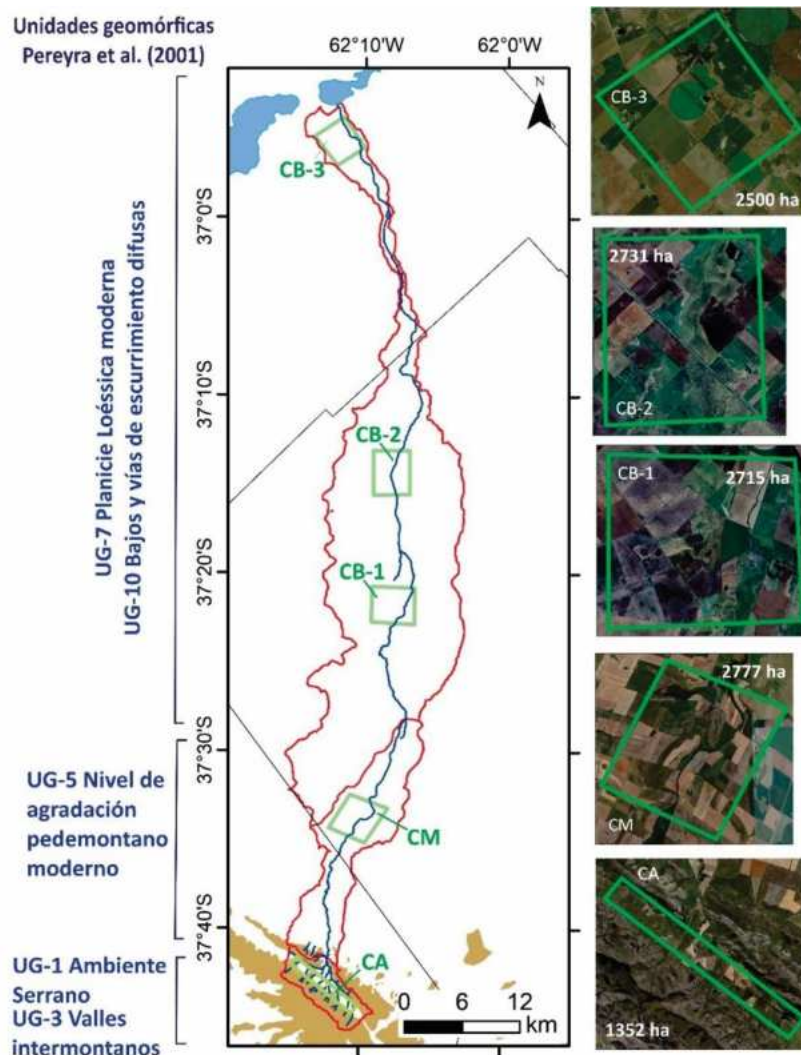


Figura 3. Localización de sectores de muestreo de NDVI y EVI.

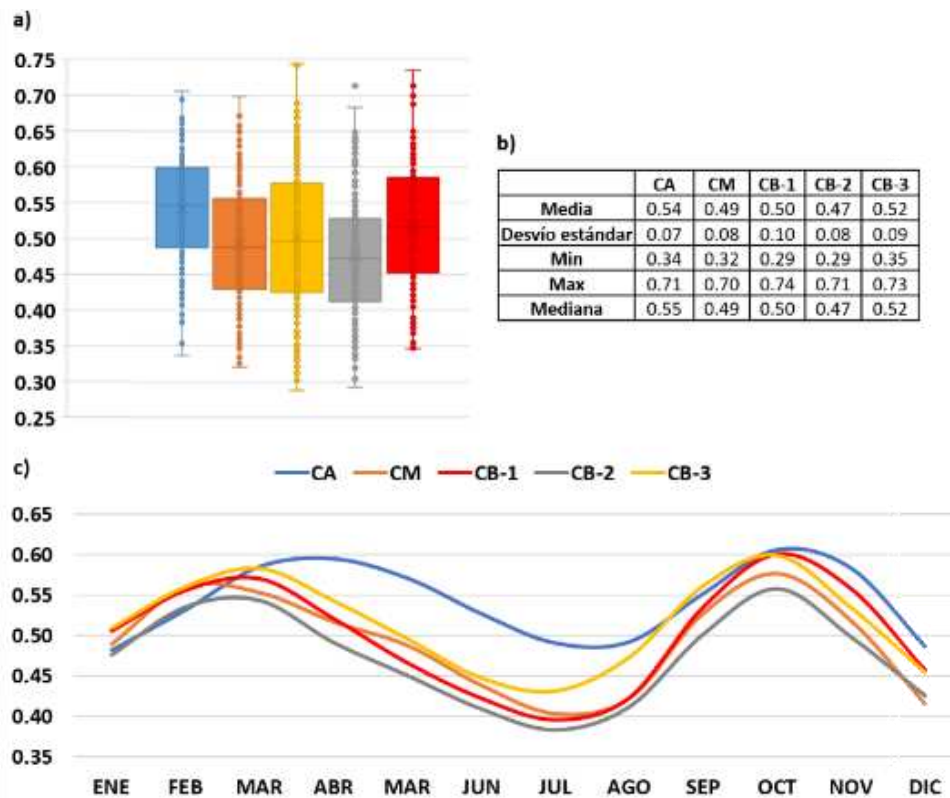


Figura 4. Boxplot (a), estadísticos de centralidad y dispersión (b) y valores medios mensuales (c) de NDVI de los sectores de cuenca (2001-20).

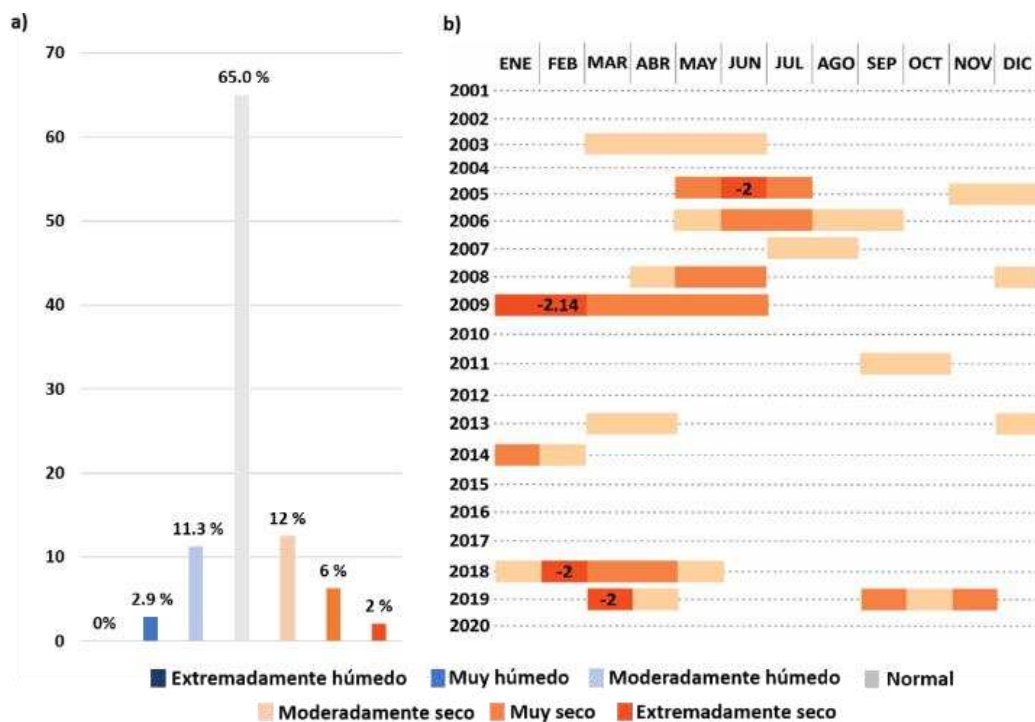


Figura 5. Porcentaje de categorías de SPEI a escala de 3 meses (a) y duración e intensidad de eventos secos (b) para la cuenca del arroyo CMG.

Al mismo tiempo, a fin de establecer comparaciones del estado de la vegetación durante el evento de sequía y el comportamiento medio de ésta, se realizó el promedio del NDVI para el período 2014-24 (período que corresponde a la disponibilidad de datos y a la consideración de años húmedos y secos de acuerdo a la variabilidad climática de la región). Para esto, se seleccionaron imágenes con corrección de reflectancia a nivel de superficie y calibradas, mediante la plataforma EO Browser (Sentinel HUB, s.f.), con cobertura nubosa que no superó el 25%, Landsat 8-9 y Sentinel-2, todas con una resolución espacial de 30 m y una resolución temporal de 16 días. Con la imagen de febrero de 2018 y el promedio de NDVI del período 2014-24, se establecieron las anomalías de NDVI para el año 2018.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

NDVI según sectores de la cuenca del arroyo CMG para el período 2001-20

Considerando la serie de valores de NDVI para el período 2001-20, en la Figura 4 se puede observar la estadística descriptiva obtenida del análisis de los datos. La distribución de los datos en todos los casos es simétrica, y presentan en general la misma dispersión. La dispersión es ligeramente menor en la cuenca alta y mayor en la cuenca baja, unidad de la planicie (Figura 4a). De los sectores de la cuenca, la cuenca alta es la que presenta los valores más altos de NDVI en promedio (0.54), seguida de la cuenca baja en cercanías de la desembocadura del arroyo (CB-3, 0.52), mientras que el valor promedio más bajo se da en la cuenca baja, sector de llanura (CB-1, 0.47). Con respecto a los valores máximos, en todos los sectores de la cuenca se dieron en primavera y otoño, mientras que los mínimos se dieron en verano e invierno (Figura 4b).

El comportamiento medio mensual del período es similar entre la cuenca media y la cuenca baja (en los tres sectores), y es en la cuenca alta donde se presenta un comportamiento diferenciado que puede deberse a la mayor presencia de vegetación natural (Figura 4c). En el caso de la cuenca alta, el máximo valor promedio de NDVI se alcanza en el mes de abril (0.60), mientras que el mínimo promedio corresponde al mes de enero (0.48). En los restantes sectores de la cuenca, hay coincidencia con los meses de máximo valor (por un lado, octubre, y por otro, febrero y marzo), y esto concuerda con los meses de máximo crecimiento y vigorosidad de los

cultivos de invierno y verano, respectivamente. Los valores mínimos, por otra parte, corresponden en primer lugar a julio, y en segundo lugar a diciembre (Figura 4c). Dichos meses corresponden al invierno, y coinciden con la siembra de invierno, donde los cultivos presentan escaso crecimiento por estar recién sembrados, mientras que, en el verano, los valores de NDVI son bajos debido a que en esta época se realiza la cosecha de los mismos.

Sequías identificadas a partir de SPEI de 3 meses

Para el período 2001-20 se identificaron diferentes eventos húmedos y secos. Se registraron 13 eventos secos (20% del total), cuya duración fue de dos o más meses de duración y de diferentes categorías de intensidad (Figura 5a). De ellos, el mayor número de eventos corresponden a la categoría “moderadamente secos”, seguida de la categoría “muy seco”, y en menor proporción, la de “extremadamente secos” (Figura 5a). En la Figura 5b, se observa la importancia de la sucesión de eventos abril-junio de 2008, y diciembre del mismo año a junio del 2009. Este último evento corresponde al más extenso de la serie de datos con el valor más extremo de SPEI (-2.14, categoría “extremadamente seco”). Más recientes en el tiempo, se destacan los eventos de 2018 y 2019, también de categoría “extremadamente secos”, siendo el primero de ellos el más duradero en el tiempo (Figura 5b) (Ortuño Cano y Gentili, 2023).

Evento de sequía del año 2018 en la cuenca del arroyo CMG

Según los resultados del SPEI a escala de 3 meses, durante el año 2018 se desarrolló un evento de sequía que se extendió desde enero a mayo, registrando mensualmente diferentes categorías de intensidad. El mes de febrero corresponde a la máxima intensidad del evento, con un SPEI de -2; marzo y abril tuvieron condiciones de “muy seco”, con valores de -1.67 y -1.7, respectivamente (Figura 5b).

En informes técnicos de organismos nacionales se referencia este evento seco en el territorio argentino, en la región pampeana y la provincia de Buenos Aires en particular, como muy importante en términos de afectación (SMN, 2018a; SMN, 2018b). Lo determinan temporalmente entre fines de 2017 y principios de 2018. Dichos análisis muestran cómo el déficit de precipitaciones abrupto y persistente alcanzó su pico máximo durante febrero y marzo, meses normalmente muy lluviosos dentro de la

región analizada. De acuerdo al SMN (2018a; 2018b), este cambio se asocia en parte a la influencia del establecimiento de una fase fría (La Niña) del fenómeno El Niño Oscilación del Sur (ENOS), así como también a otros eventos climáticos, como la Oscilación Antártica (AO), la cual se mantuvo en su fase positiva durante todo el verano provocando la ocurrencia de altas temperaturas, bajos valores de humedad, estabilidad atmosférica y ausencia de lluvias, y a la Oscilación de Madden-Julian, perturbación en la atmósfera tropical en los meses de enero y febrero, que indujo un ambiente desfavorable para el desarrollo de precipitaciones en el Litoral y el centro-este del país (Bert et al., 2021; SMN, 2018a; SMN, 2018b).

Con respecto a la precipitación en la cuenca del arroyo CMG para esta fecha, en la Figura 6 se puede observar el registro mensual de los años 2017 y 2018, donde se identificó el período seco. En los tres sectores de la cuenca se evidencia el descenso de las precipitaciones desde octubre de 2017 al mes de marzo de 2018. Durante esos 6 meses, en las estaciones se registraron precipitaciones mensuales por debajo de la media, a excepción del mes de noviembre de 2017 en el sector de CA, donde la precipitación es ligeramente superior a la media. En el mes de febrero de 2018, se registraron 68 mm, 56

mm y 40 mm en CA, CM y CB, respectivamente. En los tres casos el registro se encuentra por debajo de la media de precipitación para ese mes en el período estudiado. La cuenca alta es la que presentó la menor diferencia entre el mes analizado y la media para el período 2001-20. Esto mismo sucede con las anomalías de precipitación (Figura 6b), en donde la CB es la que presenta la anomalía más importante en relación a los otros sectores de la cuenca.

La disponibilidad de agua es un factor que condiciona el desarrollo de los cultivos. Sin embargo, son múltiples los factores que actúan como limitantes del crecimiento de los cultivos y de la vegetación en general. Andrade et al. (2017) menciona entre ellos las temperaturas extremas, las sales, los excesos de agua por inundación, la deficiencia de nutrientes, las adversidades bióticas, la toxicidad de aluminio, entre otros. En el área, no solo la falta de lluvias pudo afectar la producción, los rendimientos económicos y la vegetación en general, también se identificaron dos olas de calor ocurridas en el período estudiado: la primera sobre fines de enero de 2018, con una duración de 3 días, y la segunda, de 5 días de duración, a principios de febrero del mismo año, de 36.5° de temperatura máxima absoluta y 20° de mínima (Ministerio de Agroindustria, 2018a; SMN, 2018a).

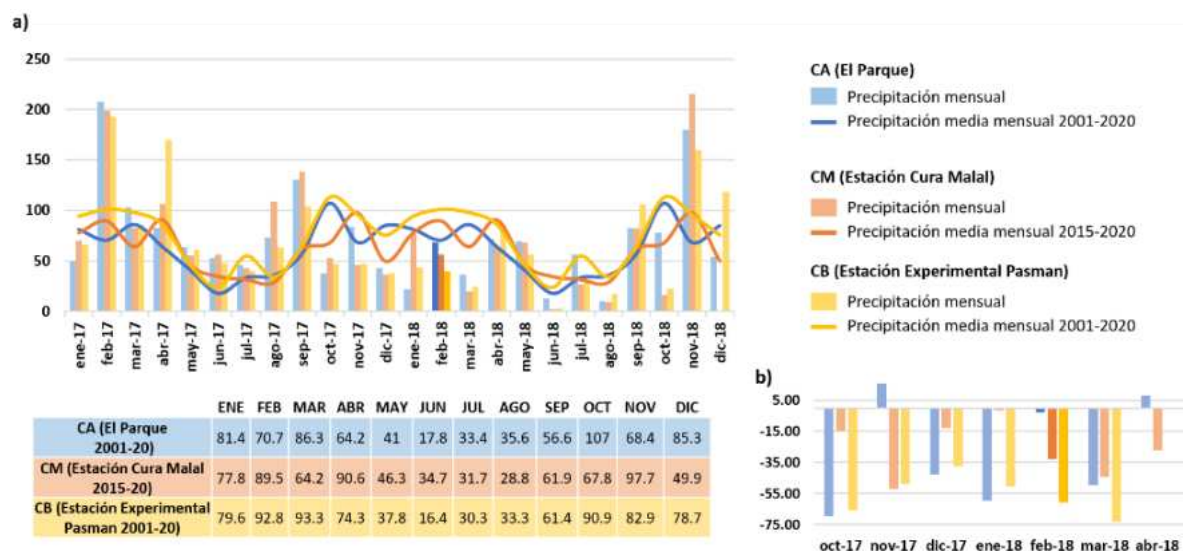


Figura 6. Precipitación mensual, media mensual 2017-18 (a) y anomalías de precipitación (b) en los sectores de la cuenca del arroyo CMG (CA, CM, CB).

Para la Región Pampeana, Lema et al. (2018) analizaron, mediante modelos de simulación, la variabilidad en los resultados económicos en los cultivos de maíz y soja afectados por este evento de

sequía. Por su parte, la Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2018a; 2018b) realizó estimaciones acerca de la reducción en términos económicos y en la producción de granos, como consecuencia de la

sequía en la región. Dichos informes concluyeron, en junio de 2018, que se perdieron en total 27 millones de toneladas de granos gruesos, lo que significa la reducción de 5895 millones de dólares en las contribuciones del sector al Producto Bruto Interno (PBI) (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 2018b).

Las estimaciones agropecuarias aportadas por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (2024) para Coronel Suárez (Figura 7) muestran que la campaña 2017/18 presentó menores rendimientos en todos los cultivos en comparación con el resto de las campañas de la serie de datos,

principalmente en el cultivo de soja. Bert et al. (2021) realizaron un análisis de las pérdidas económicas que se produjeron en el ámbito de la agricultura, producto de esta sequía en un sector de la provincia de Buenos Aires. Dichas afirmaciones coinciden con la declaración de Estado de Emergencia o de Desastre Agropecuario, como medida de gestión, para diferentes regiones de la provincia de Buenos Aires en las que se incluyen los partidos de la cuenca del arroyo CMG, debido a las graves consecuencias que sufrió el sector agropecuario producto de la sequía (Ministerio de Agroindustria, 2018b; Ortuño Cano et al., 2022).

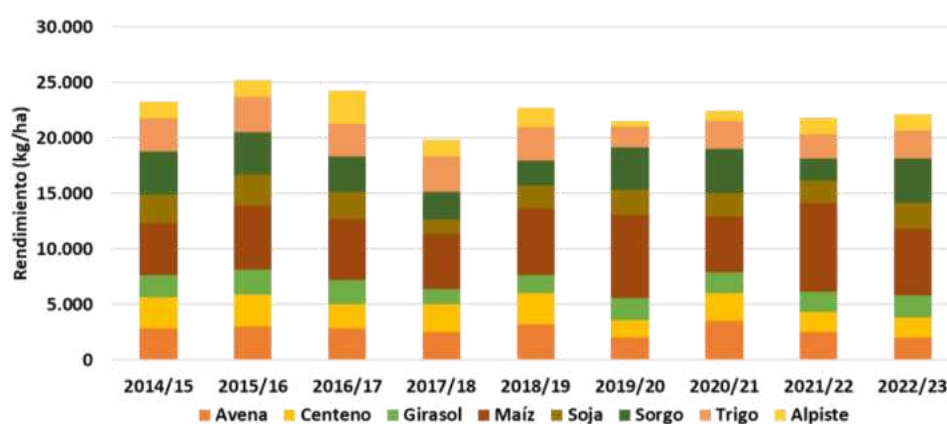


Figura 7. Rendimiento de los principales cultivos en el período de estudio (elaborado a partir de las estimaciones agrícolas del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2024).

De esta manera, es claro que, para contrarrestar esta situación, no es el manejo del agua la única variable a considerar. Sin embargo, para reducir los efectos de las sequías se requiere mejorar la eficiencia del riego (Gleick, 2003). En la provincia de Buenos Aires, en el período 2000-15, la superficie bajo riego aumentó en más del 18% debido a la incorporación por parte de los productores de sistemas de riego mecanizado (aspersión y pivote central), principalmente para el cultivo de trigo, soja, maíz, entre otros (Riera, 2020). En el suroeste de la provincia, el sistema de riego complementario por aspersión es el más común, siendo el equipo automatizado de pívot central el más empleado (Marini, 2015). En particular en el partido de Coronel Suárez, según Marini (2021), el total del área de cultivos regada con riego de pívot central ascendió a 8605 ha para el año 2021.

A partir del análisis de las imágenes satelitales del mes de febrero de los años 2014-24, se obtuvo el promedio de NDVI para ese período (Figura 8a), y se elaboró el mapa de anomalías de NDVI para el caso de febrero de 2018 (Figura 8c). Como se observa en la Figura 8c, las anomalías registradas

son exclusivamente negativas, con diferentes grados de negatividad. El 86% de la cuenca en su conjunto, está representada por anomalías negativas altas (614 km²). Las anomalías media y baja están presentes en un 10% y un 3%, respectivamente, y solo un 1.1% representa condiciones de normales.

El análisis de los valores particulares del NDVI para febrero del año 2018 (Figura 8b) permite observar que, en la cuenca en su conjunto, solo un 7.9% de la superficie de la misma presenta valores vinculados a la vegetación (mayores a 0.2), y un 11.3% está representado por suelo descubierto. El 80.9% restante corresponde a valores negativos, que indican agua, estructuras artificiales o rocas. Los valores máximos de NDVI en la cuenca en su conjunto se encuentran entre 0.5 y 0.6, y solo está representado en un 0.1%. Por lo tanto, la vegetación para este mes y año en particular es considerablemente baja, a pesar de que corresponde al mes donde los cultivos de verano deberían tener el mayor vigor y crecimiento (Paruelo et al., 2004). Estos resultados coinciden con la Figura 8c y los datos analizados por el SMN (2018a; 2018b), donde afirman que el vigor de la vegetación se vio

disminuido con respecto a la misma fecha (febrero) en años anteriores para la región pampeana (Figura 8a).

Si se analiza en función de los sectores de la cuenca, se observa que en los tres casos el porcentaje mayor

está representado por suelo descubierto, y no hay existencia de valores de NDVI mayores a 0.58 que indiquen mejor estado de la vegetación. La cuenca alta, media y baja presenta máximos de 0.22, 0.51 y 0.58, respectivamente.

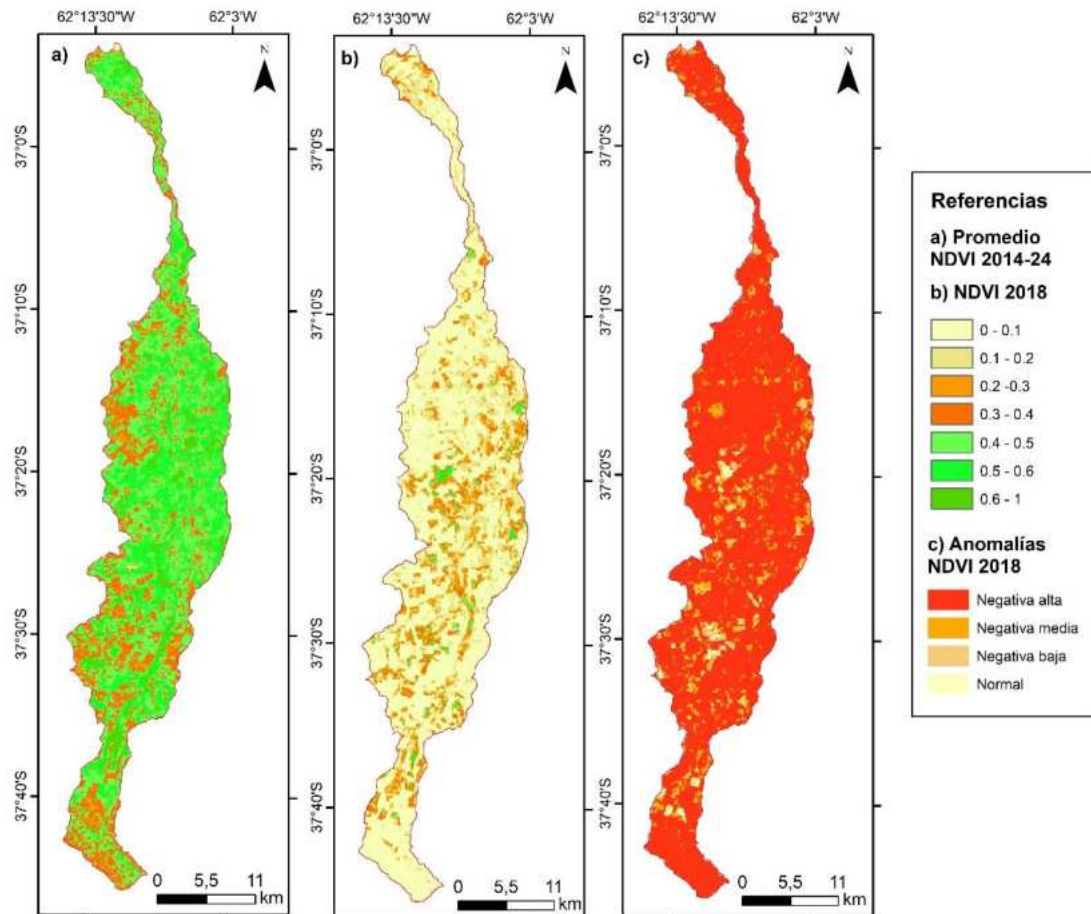


Figura 8. NDVI (febrero) para la cuenca del arroyo CMG: (a) Promedio 2014-24 (b) 2018 y (c) anomalías 2018.

En la Figura 9a se visualizan los promedios de NDVI en los meses de febrero del período 2014-24, en cada una de las muestras estudiadas. La media máxima de NDVI del período es 0.50, y corresponde a las muestras CB-1 y CB-3 (que coincide con la media calculada para el período 2001-20 [Figura 4b]). La media más baja del mes de febrero corresponde a la muestra CA, con 0.43 (pudiendo estar asociado a que en este sector de la cuenca los máximos de NDVI no corresponden al mes de febrero [Figura 4c]). Según este período, el valor máximo del índice en el mes de febrero corresponde a la muestra CM con 0.80, seguida de la CB-3 con 0.76. El valor de esta última es similar al valor máximo promedio de NDVI obtenido para el período 2001-20 (0.73) (Figura 4b). Los valores

promedio mínimos de los meses de febrero de todas las muestras son inferiores en todos los casos a los registrados para el período 2001-20 (Figura 4b).

En la Figura 9b se pueden observar los valores de NDVI en febrero de 2018 en cada una de las muestras analizadas. En todos los casos los valores entre 0 y 0.2 son los más representativos. Sobre la CA, un 0.3% corresponde a valores entre 0.2 y 0.3, y esos son los valores más altos de NDVI para el área. En este sector, las precipitaciones registradas para este mes, y meses previos, fueron superiores a los registrados en los otros sectores de cuenca (Figuras 6a y 6b). Sin embargo, la escasez de las precipitaciones y las anomalías negativas en los meses precedentes (diciembre y enero), así como las condiciones de

topografía, pendiente (Ortuño Cano y Gentili, 2022) y suelos del sector, pueden haber contribuido a reducir la efectividad de las mismas. Los valores vinculados a la presencia de vegetación se encuentran en mayor proporción en la muestra CM sobre la cuenca media, y CB-1 correspondiente al primer tramo de la cuenca baja. Ambas muestras son las únicas que presentan un pequeño porcentaje de la superficie total con valores entre 0.4 y 0.58 (0.9% en ambos casos). Estos valores

de NDVI más altos se ubican en cercanías al arroyo, para el caso de la muestra CM, y en cuerpos de agua para la muestra CB-1. Las muestras restantes en la cuenca baja (CB-2 y CB-3) presentan valores de NDVI bajos, y esto es concordante con las bajas precipitaciones ocurridas durante este mes y los previos sobre este sector, y por lo tanto, con las anomalías de precipitaciones ocurridas en ese mes (Figuras 6a y 6b).

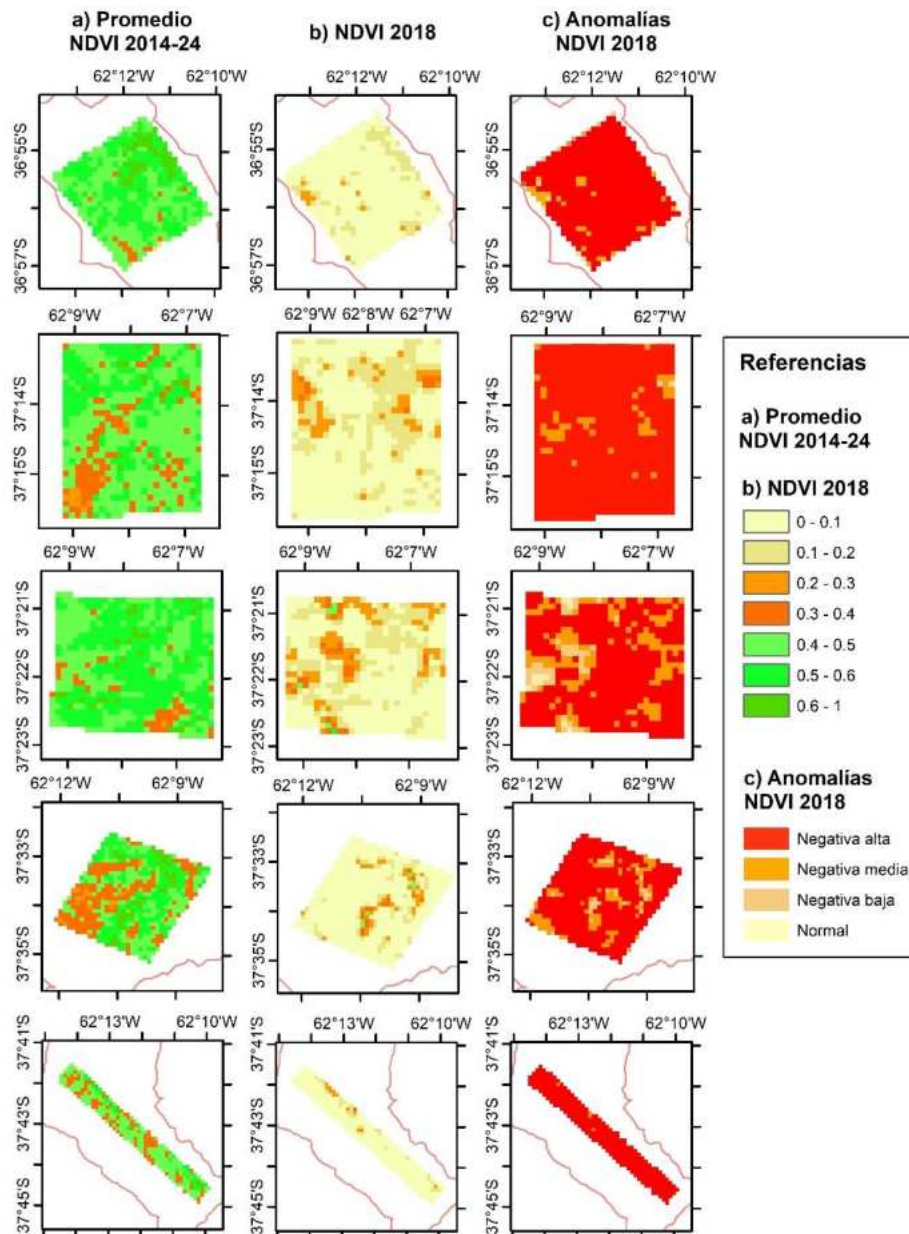


Figura 9. NDVI (febrero) para las muestras analizadas en cada sector de la cuenca del arroyo CMG: (a) Promedio 2014-24 (b) 2018 y (c) anomalías 2018.

El análisis del NDVI en cada muestra para el mes de febrero de 2018 se corresponde con las anomalías del índice identificadas en cada uno de los sectores estudiados (Figura 9c). La muestra CB-1 es la que presenta valores representativos en todas las categorías. Por otra parte, los cuatro sitios restantes presentan mayor representatividad en la categoría de anomalía negativa alta, y menor proporción de anomalías bajas. Por último, la CA presenta valores correspondientes a anomalías altas, y en menor proporción, medias.

CONCLUSIONES

El SPEI resulta de gran utilidad para la identificación de eventos extremos de disponibilidad hídrica, como las sequías, y para su caracterización. Por su parte, el NDVI es una herramienta esencial para el análisis de los efectos de la sequía en la vegetación, a través de la Teledetección y de los Sistemas de Información Geográfica. Este índice tiene la capacidad de detectar cambios en respuesta al estrés hídrico, y esto lo convierte en un componente clave para la toma de decisiones en la gestión agrícola y para la mitigación de los impactos de la sequía.

En este estudio, las correlaciones establecidas entre SPEI y NDVI permitieron analizar los efectos de la sequía en la vegetación. Al respecto, la cuenca del arroyo CMG en su conjunto presentó correlación positiva entre ambas variables con significancia estadística. En función del índice de NDVI, se pudo observar que la vegetación para el evento de sequía de febrero de 2018 fue considerablemente baja en todos los sectores de la cuenca, a pesar de que corresponde a uno de los meses en que los cultivos deberían tener el mayor vigor y crecimiento. Las anomalías del índice registradas en la cuenca en su conjunto, son exclusivamente negativas, con diferentes grados de negatividad. El 86% de la cuenca (614 km²) está representada por anomalías negativas altas. Las anomalías media y baja están presentes en un 10% y en un 3%, respectivamente, y solo un 1.1% representa condiciones de normales. En relación con las áreas de muestreo, en CM y CB-1 se registró mayor presencia de vegetación, principalmente en sectores ubicados en cercanías al arroyo y en cuerpos de agua, respectivamente. De esta manera, es posible inferir que estos efectos son producto del evento de sequía que transcurría en dicho momento, asociado a los registros pluviométricos en cada uno de los sectores de la cuenca, como lo manifestado en los informes

elaborados por diferentes organismos, y los rendimientos agropecuarios en la zona.

Estudiar las sequías y sus efectos a escala de cuenca hidrográfica, constituye un insumo para la generación de información aplicable al desarrollo de estrategias de adaptación y mitigación de las sequías y de los impactos (sociales, económicos y ambientales) que éstas generan. Medidas en esta línea, contribuyen no solo a una mayor resiliencia frente a estos eventos, sino también a lograr una gestión más efectiva, integral y sostenible de los recursos hídricos.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se desarrolló en el marco del PGI “Geografía Física Aplicada al estudio de la interacción sociedad-naturaleza. Problemáticas ambientales a diversas escalas témporo- espaciales” (24/G092) (SGCyT-UNS).

REFERENCIAS

- Aksoy, S. y Sertel, E. (2021). *Comparison of drought monitoring indices derived from MODIS and CHIRPS data using Google Earth Engine*. 9th Global Conference on Global Warming (GCGW-2021), Croacia.
https://scholar.google.com/scholar?hl=en&as_sdt=0%2C5&q=Comparison+of+drought+monitoring+indices+derived+from+MODIS+and+CHIRPS+data+using+google+earth+engine&btnG=
- Andrade, F. H., Taboada, M. A., Lema, R. D., Maceira, N. O., Echeverría, H. E., Posse Beaulieu, G., y Mastrangelo, M. E. (2017). *Los desafíos de la agricultura argentina: satisfacer las futuras demandas y reducir el impacto ambiental*. Ediciones INTA.
https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Andrade%2C+F.+H.%2C+Taboada%2C+M.+A.%2C+Lema%2C+R.+D.%2C+Maceira%2C+N.+O.%2C+Echeverria%2C+H.+E.%2C+Posse+Beaulieu%2C+G.%2C+%26+Mastrangelo%2C+M.+E.+%282017%29.+Los+desaf%C3%ADos+de+la+agricultura+argentina%3A+satisfacer+las+futuras+demandas+y+reducir+el+impacto+ambiental.+Ediciones+INTA.+&btnG=
- Bert, F., de Estrada, M., Naumann, G., Negri, R., Podestá, G., Skansi, M. M., Spennemann, P. y Quesada, M. (2021). The 2017-18 drought in the Argentine Pampas – Impacts on Agriculture. *GAR*

- Special Report on Drought 2021* (Vol. 2). United Nations Office for Disaster Risk Reduction. https://www.preventionweb.net/files/78456_csl1.14laplataargentinafinal20210215.pdf
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. (2018a). *Campaña 2017/18: evaluación del impacto económico de la sequía*. <http://bibliotecadigital.bolsadecereales.com.ar/greenstone/collect/bolcer/index/assoc/HASH018f/08963591.dir/Evaluacion%20impacto%20economico%20sequia.pdf>
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. (2018b). *Campaña 2017/18: evaluación del impacto económico de la sequía. Actualización*. <http://bibliotecadigital.bolsadecereales.com.ar/greenstone/collect/bolcer/index/assoc/HASH7d28.dir/Evaluacion%20Impacto%20economico%20sequia%20act.pdf>
- Braz, A. M., García, P. H. M., Pinto, A. L., Chávez, E. S. y Oliveira, I. J. de (2020). Manejo integrado de cuencas hidrográficas: posibilidades y avances en los análisis de uso y cobertura de la tierra. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 29(1), pp. 69–85. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v29n1.76232>
- Brendel, A. S., Bohn, V. Y. y Piccolo, M. C. (2017). Variabilidad de la precipitación y su relación con los rendimientos agrícolas en una región semiárida de la llanura pampeana (Argentina). *Estudios Geográficos*, 78(282), pp. 7–29. <https://doi.org/10.3989/estgeogr.201701>
- Brendel, A. S. (2021). Impactos de la variabilidad climática en la vegetación de la cuenca del río Sauce Grande (Argentina). *Boletín Geográfico*, 43(2), 13–30. <http://hdl.handle.net/11336/158109>
- Cabrera, A. L. (1951). Territorios fitogeográficos de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 4(21-65).
- Campos-Aranda, D. F. (2018). Quantification with SPEI of historical droughts and under probable climatic change in the climatological station Zacatecas, Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), pp. 210–233. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-24222018000200210&script=sci_arttext&tlng=en#aff1
- Casado, A. y Campo, A. M. (2019). Extremos hidroclimáticos y recursos hídricos: estado de conocimiento en el suroeste bonaerense, Argentina. *Cuadernos Geográficos*, 58(1), 6–26. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v58i1.6751>
- Cogliati, M. (2019). *Distribución de la vegetación en el norte de Neuquén utilizando NDVI y EVI*. X Congreso Argentino de Tecnología Espacial, Buenos Aires, Argentina. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Cogliati%2C+M.+%282019%29.+Distribuci%C3%B3n+de+la+vegetaci%C3%B3n+en+el+norte+de+Neuqu%C3%A9n+utilizando+NDVI+y+EVI.+X+Congreso+Argentino+de+Tecnolog%C3%ADa+Espacial%2C+10%E2%80%939312.&btnG=
- Consejo Superior de Investigaciones Científicas (s.f.). *SPEI Global Drought Monitor*. <http://sac.csic.es/spei/home.html>
- Embrapa Agricultura Digital (s.f.). *SATVeg - Sistema de Análise Temporal da Vegetação*. <https://www.satveg.cnptia.embrapa.br>
- Ferrelli, F., Brendel, A. S., Piccolo, M. C. y Perillo, G. E. (2021). Evaluación de eventos secos y húmedos en el contexto del cambio climático: El caso del sur de la Región Pampeana (Argentina). *Papeles de Geografía*, 66, pp. 27–46. <https://doi.org/10.6018/geografia.431671> (trabajo original publicado el 17 de septiembre de 2020).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2019). *Proactive approaches to drought preparedness. Where are we now and where do we go from here?* <http://www.fao.org/3/ca5794en/ca5794en.pdf>
- García-Haro, F. J., Campos-Taberner, M., Sabater, N., Belda, F., Moreno, A., Gilabert, M. A., Martínez, B., Pérez-Hoyos, A. y Meliá, J. (2014). Vulnerabilidad de la vegetación a la sequía en España. *Revista de Teledetección*, (42), 29–37. <https://doi.org/10.4995/raet.2014.2283>
- Gentili, J. O. (2012). *Hidrografía del arroyo Sauce Corto aplicada al estudio de inundaciones y anegamientos*. [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional del Sur. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/494>
- Gleick, P. H. (2003). Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302(5650), pp. 1524–1528. <https://doi.org/10.1126/science.1089967>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y. y Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2023). *Climate change 2022 – impacts, adaptation and vulnerability: working group II contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>

- Klimisch, B., Maglione, D., Paredes, P. y Soto, J. (2022). Análisis del Comportamiento de la Vegetación a partir de Índices del Sensor MODIS en Santa Cruz, Argentina. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 14(3), 69–90. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v14.n3.895>
- Lara, B. y Gandini, M. (2016). Caracterización del comportamiento fenológico de las coberturas vegetales en un sector de la Pampa Deprimida (Argentina): una aproximación utilizando series temporales de NDVI. *Ambiència*, 12(4), 765–783. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2016.04.01>
- Lema, R. D., Benito Amaro, I. y Pace Guerrero, I. R. (2018). *Impacto de la sequía sobre los márgenes brutos esperados de soja y maíz en la región pampeana: ¿en qué situación los aumentos de precios compensarían las pérdidas de rendimientos?* Instituto de Economía, INTA. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Lema%2C+D.%2C+Amaro%2C+I.+B.%2C+%26+Pase%2C+I.+%282018%29.+Impacto+de+la+sequ%C3%ADa+sobre+los+m%C3%A1rgenes+brutos+esperados+de+soja+y+ma%C3%ADz+en+la+regi%C3%B3n+pampeana%3A+%2C+BFEn+qu%C3%A9+situaci%C3%B3n+los+aumentos+de+precios+compensar%C3%ADa+n+las+p%C3%A9rdidas+de+rendimientos%3F&btnG=
- Liu, H. Q. y Huete, A. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE transactions on geoscience and remote sensing*, 33(2), pp. 457–465. <https://doi.org/10.1109/TGRS.1995.8746027>
- Marini, F. (2015). Determinación de la superficie bajo riego con pivot central en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina) utilizando imágenes satelitales. *Agronomía & Ambiente*, 35(2), 109–119. <https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/3899>
- Marini, F. y Santamaría, M. (2019). Evaluación de índices verdes convencionales e índices del “borde rojo” en la discriminación de cultivos a nivel regional. *Nadir: revista electrónica de geografía austral*, 11(1), 15 p. <https://revistanadir.yolasite.com/resources/Articulo%20Marini%20y%20Santamaria.pdf>
- Marini, M. F. (2021). *Determinación de superficie de cultivos de invierno regada con pivot central en el partido de Coronel Suárez, campaña 2021*. Agencia de Extensión Rural Bahía Blanca, INTA. <https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/10420>
- Martínez Valdés, Y. y Villalejo García, V. M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(1), pp. 58–72. <https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/424>
- McKee, T. B., Doesken, N. J., y Kleis, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology*, 17(22), 179–183. <https://climate.colostate.edu/pdfs/relationshipofdroughtfrequency.pdf>
- Menteşe, S. y Akbulut, S. (2023). Determination of the drought status of Bilecik Central District and Bozüyük District with Standardized Precipitation Index. *Eastern Geographical Review*, 28(49), 40–51. <https://doi.org/10.5152/EGJ.2023.22028>
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (2024). *Estimaciones Agrícolas*. Dirección Nacional de Agricultura del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
- Ministerio de Agroindustria (2018a). *Campaña 17/18. Informe Especial Sequía. Abril de 2018*. https://www.magyp.gob.ar/sitio/_pdf/Informe_especial_Sequia_Agroindustria_Mayo18.pdf
- Ministerio de Agroindustria (2018b). *Emergencia Agropecuaria. Resolución 135/2018*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-135-2018-311329/texto>
- Ministerio de Desarrollo Agrario (2023). *Estrategia provincial para el sector agroalimentario. Resolución del Ministerio de Desarrollo Agrario N° 281/2023*. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/2023/05/agrox-epsa-buenosaires.pdf>
- Nejadrekabi, M., Eslamian, S. y Zareian, M. J. (2022). Spatial statistics techniques for SPEI and NDVI drought indices: a case study of Khuzestan Province. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 6573–6594. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03852-8>
- Núñez, M. A. (2011). La cuenca hidrográfica en la gestión integrada de los recursos hídricos. *Revista Virtual REDESMA*, 5(1), pp. 9–20. http://revistasbolivianas.umsa.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1995-10782011000100003&lng=es&nrm=iso
- Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres (2019). *Global Assessment report on disaster risk reduction*. <https://www.undrr.org/publication/global-assessment-report-disaster-risk-reduction-2019>
- Ortuño Cano, M., Gentili, J., Moretto, B. y Campo, A. (2019). Eventos de exceso hídrico en la prensa

- escrita (sistema de Ventania, Argentina). *Boletín Geográfico*, 1(41), pp. 53–75. <https://revele.uncoma.edu.ar/index.php/geografia/article/view/2366>
- Ortuño Cano, M. A. y Gentili, J. O. (2022). Influência de fatores físicos no padrão fluvial e setorização da bacia do cura Cura Malal (Argentina). *Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia*, 20(3), pp. 241–263. <https://doi.org/10.5016/estgeo.v20i3.16753>
- Ortuño Cano, M. A., Moretto, B. y Gentili, J. O. (2022). *Extremos hídricos en Coronel Suárez: estrategias adoptadas en el sector rural*. XIV Jornadas Nacionales de Geografía Física (JNGF 2022), Argentina. <https://sites.google.com/view/jngf2021/actividades/posters/eje-1>
- Ortuño Cano, M. A. y Gentili, J. O. (2023). Gestión del riesgo de sequía en el marco de la GIRH: instituciones y acciones en la cuenca del arroyo Cura Malal Grande (Argentina). *Párrafos Geográficos*, 22(1), pp. 93–115. <http://hdl.handle.net/11336/212713>
- Paredes, P., Maglione, D., Sandoval, M., Soto, J., Bonfili, O. y Humano, G. (2022). Relación entre índices de sequía usando datos meteorológicos y satelitales, en la estepa magallánica seca (Patagonia). *Revista de Investigación En Modelos Financieros*, 11(1), pp. 45–62. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/13116>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Baldi, G. y Di Bella, C. M. (2004). La estimación de la superficie agrícola: antecedentes y una propuesta metodológica. *Interciencia*, 29(8), pp. 421–427. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442004000800006&lng=es&nrm=iso
- Peña-Gallardo, M., Gámiz-Fortís, S. R., Castro-Diez, Y. Y Esteban-Parra, M. J. (2016). Comparative analysis of drought indices in Andalusia during the period 1901–2012. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42(1), pp. 67–88. <https://doi.org/10.18172/cig.2946>
- Pereyra, F. X., Tchilinguirian, P., Coppolecchia, M., Cavallero, S., Fratalocchi, C., Borello, L., Milanese, J. B. y Suriano, J. M. (2001). *Carta de Línea de Base Ambiental 3763-IV Coronel Suárez*. Dirección de Geología Ambiental y Aplicada del Instituto de Geología y Recursos Mineros (IRGM) del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). <http://repositorio.segemar.gov.ar/308849217/2099>
- Programa Mundial de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura de Evaluación de los Recursos Hídricos (2019). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: no dejar a nadie atrás*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304>
- Riera, C. (2020). La “tierra irrigada” y la mercantilización del agua en un nuevo paisaje hídrico de la agricultura pampeana: el caso del clúster de la semilla. *Salud Colectiva*, 16, pp. 1–20. <https://doi.org/10.18294/SC.2020.2325>
- Rodríguez, K., Echevarría, D. C., Olmedo, G. A. y Villablanca, M. (2021). *Análisis de situación de sequía: evaluación de Índice de Precipitación Estandarizada (SPI) y variación del Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (NDVI) en la provincia de Río Negro*. Departamento Provincial de Aguas de Río Negro, Estación Experimental Agropecuaria Valle Inferior del Río Negro del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y Ministerio de Producción y Agroindustria de la provincia de Río Negro. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/10437>
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A. y Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Nasa Special Publications*, 351(1), pp. 309–318. https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Rouse%2C+J.W.%2C+Haas%2C+R.H.%2C+Schell%2C+J.A.+y+Deering%2C+D.W.+%281974%29.+Monitoring+vegetation+systems+in+the+Great+Plains+with+ERTS.+Texas+University%3A+Texas.&btnG=
- Sainz de la Maza, M. y del Jesús, M. (2020). Análisis de sequías históricas a través de los impactos derivados. *Ingeniería del agua*, 24(3), 141–156. <https://doi.org/10.4995/ia.2020.12182>
- Scordo, F., Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. (2018). Aplicación del Índice de Precipitación Evapotranspiración Estandarizada (SPEI) para identificar períodos húmedos y secos en la Patagonia andina y extra andina Argentina. *Geociências*, 37(2), pp. 423–436. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v37i2.12241>
- Sentinel HUB (s.f.). *EO Browser*. <https://www.sentinel-hub.com/explore/eobrowser/>
- Servicio Meteorológico Nacional (2018a). *Informe especial de la sequía 2017–2018 en la región Pampeana*. <http://repositorio.smn.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12160/1016/0069CL2018.pdf>
- Servicio Meteorológico Nacional (2018b). *Informe especial sobre condiciones extremadamente secas en la zona núcleo de argentina entre octubre 2017 y marzo 2018*. <http://repositorio.smn.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12160/1029/0070CL2018.pdf>

- Sheng, T. C. (1992). *Manual de campo para la ordenación de cuencas hidrográficas. Estudio y planificación de cuencas hidrográficas*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=fC6zUFx512EC&oi=fnd&pg=PA18&dq=Sheng,+T.C.+1992.+Manual+de+campo+para+la+ordenaci%C3%B3n+de+cuencas+hidrogr%C3%A1ficas.+Estudio+y+planificaci%C3%B3n+de+cuencas+hidrogr%C3%A1ficas.+Roma:+FAO.+185+pp.&ots=ZFpqm1LhUw&sig=Q4gGfbdXaK0XKvWW3N0gAVOsGSA>
- Shi, X., Yang, Y., Ding, H., Chen, F. y Shi, M. (2023). Analysis of the Variability Characteristics and Applicability of SPEI in Mainland China from 1985 to 2018. *Atmosphere*, 14(5), 790. <https://doi.org/10.3390/atmos14050790>
- Singh, R. M. y Shukla, P. (2020). Drought Characterization Using Drought Indices and El Niño Effects. *National Academy Science Letters*, 43, pp. 339–342. <https://doi.org/10.1007/s40009-019-00870-6>
- Soto, J., Paredes, P., Maglione, D., Sandoval, M. y Bonfili, O. (2020). Comportamiento de la vegetación a partir del índice verde y datos climáticos en dos sitios de la Patagonia Austral. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 12(4), pp. 17–31. <https://doi.org/10.22305/ict-npa.v12.n4.751>
- Vega-Jácome, F. (2019). *Respuesta de la vegetación a diferentes escalas temporales de sequía en los Andes Peruanos*. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú –SENAMHI. Dirección de Hidrología –DHI. <https://hdl.handle.net/20.500.12542/294>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S. y López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), pp. 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

- Zhao, H., Li, X., Eziz, M. y Yao, J. (2022). Changes in the characteristics of dry-wet periods in Xinjiang, China based on the SPEI index. *Atmósfera*, 35(3), pp. 483–496. <https://doi.org/10.20937/ATM.52952>

Tipo de Publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 12/07/2024, aprobado para su publicación el 22/08/2024 y publicado el 30/09/2024.

CÓMO CITAR

Ortuño Cano, M. A. y Gentili, J. O. (2024). Sequías en la cuenca del arroyo Cura Malal Grande (Argentina): efectos en la vegetación durante el evento de 2018. *Cuadernos del CURIHAM*, 30. e05. <https://doi.org/10.35305/curiham.v30i.e05>

ROLES DE AUTORÍA

Ortuño Cano: Análisis formal, conceptualización, curaduría de datos, investigación, metodología, redacción-borrador original, visualización.

Gentili: Conceptualización, escritura-revisión y edición, investigación, metodología, supervisión.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



MODELADO HIDROLÓGICO DISTRIBUIDO DE LA CUENCA DEL RÍO GRANDE (CÓRDOBA, ARGENTINA) EN BASE A DATOS DE PRECIPITACIÓN DERIVADOS DE SATÉLITES

DISTRIBUTED HYDROLOGICAL MODELING OF RÍO GRANDE BASIN (CÓRDOBA, ARGENTINA) BASED ON SATELLITE-DERIVED PRECIPITATION DATA

Juan F. Weber ⁽¹⁾ y Máximo G. Jaeggi ⁽²⁾

⁽¹⁾ Grupo de Investigación, Desarrollo y Transferencia en Recursos Hídricos y Saneamiento, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional. Córdoba, Argentina.

e-mail: jweber@frc.utn.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3958-9580>

⁽²⁾ Grupo de Investigación, Desarrollo y Transferencia en Recursos Hídricos y Saneamiento, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional. Córdoba, Argentina.

e-mail: maxijjaeggi@gmail.com ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-7125-6702>

RESUMEN

Se presenta el desarrollo, implementación y calibración de un modelo hidrológico de simulación continua para la cuenca del río Grande (Córdoba, Argentina). Esta cuenca, de un área de 592.7 km², se desarrolla sobre la vertiente oriental de la Sierra de Comechingones. Para una mejor representación de la distribución espacial de la precipitación, se implementó un procedimiento de asimilación de los datos de precipitación derivados de satélites del producto PDIR-Now, en conjunto con siete estaciones pluviométricas. El modelo se implementó a través del programa SWAT+ (Soil and Water Assessment Tool) y la calibración a través del programa SWAT+ Toolbox. Para la descripción de la red de drenaje en SWAT+, se ajustaron las relaciones de la geometría hidráulica en base a observaciones locales. Para la calibración se contó con una sección fluviométrica en la descarga de la cuenca. Se presentan los parámetros de mayor sensibilidad y sus modificaciones producto de la calibración, en conjunto con los estadísticos del ajuste. Se considera que el modelo implementado describe razonablemente el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Grande, típica de las cuencas de la región serrana de Córdoba.

Palabras clave: Modelos Hidrológicos, SWAT+, Simulación Continua, Calibración Automática, Sensores Remotos.

ABSTRACT

The development, implementation, and calibration of a continuous simulation hydrological model for the Río Grande basin (Córdoba, Argentina) is presented. This basin, with an area of 592.7 km², is located on the eastern slope of the Sierra de Comechingones range. To better represent the spatial distribution of precipitation, a procedure for assimilating precipitation data derived from the PDIR-Now satellite product, together with seven rain gauge stations, was implemented. The model was implemented using the SWAT+ (Soil and Water Assessment Tool) program and calibrated through the SWAT+ Toolbox program. For the description of the drainage network in SWAT+, the hydraulic geometry relationships were adjusted based on local observations. The calibration was carried out using a flow measurement section at the basin's discharge point. The parameters with the highest sensitivity and their modifications resulting from the calibration, along with the adjustment statistics, are presented. It is considered that the implemented model reasonably describes the hydrological behavior of the Río Grande basin, typical example of the watersheds in the mountainous region of Córdoba.

Keywords: Hydrological Models, SWAT+, Continuous Simulation, Automatic Calibration, Remote Sensing.

INTRODUCCIÓN

La Hidrología trata de los complejos fenómenos naturales que componen el ciclo hidrológico. Procesos tales como la precipitación, infiltración, evaporación y escurrimiento en ríos, dependen de un gran número de factores, que dificultan su análisis, tanto cuantitativo como cualitativo. Un modelo hidrológico es una herramienta que permite entender y representar el comportamiento de una cuenca hidrográfica y prever condiciones diferentes de las observadas (Tucci, 2005). Los modelos se clasifican comúnmente, entre otras formas, según el tipo de variables utilizadas en el modelado (estocásticas o deterministas), la escala temporal analizada (de eventos o de simulación continua), el tipo de relaciones entre estas variables (empírica o conceptual), la forma de representación de los datos (discreta o continua), la existencia o no de relaciones espaciales (concentradas o distribuidas) y existencia de dependencia temporal (estacionaria o dinámica) (Marinho Filho et al., 2012).

Los Modelos Hidrológicos Distribuidos (MHD) toman en cuenta explícitamente la variabilidad espacial de los procesos, entradas, condiciones de borde y/o de las características del sistema (cuenca).

La dinámica hidrológica en una cuenca hidrográfica está determinada principalmente por las características y el régimen de precipitación. Los modelos hidrológicos son extremadamente sensibles a los datos de precipitación. Por lo tanto, el uso de modelos hidrológicos requiere datos confiables de precipitación espacial y temporal que sean representativos de las cuencas. En la práctica, la escasez o ausencia de información de campo o experimental ha limitado históricamente la aplicabilidad de este tipo de modelos (Singh, 1995). Sin embargo, en los últimos años, los MHD se están volviendo comunes en una variedad de aplicaciones. Mediante la revisión de los modelos existentes junto con el desarrollo de nuevos modelos, la Hidrología se esfuerza por seguir el ritmo del crecimiento explosivo de las fuentes de datos geoespaciales en línea, la teledetección y la tecnología de radar para la medición de la precipitación. En este contexto no es sorprendente que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se hayan convertido en una parte integral de los estudios hidrológicos considerando el carácter espacial de los parámetros y las entradas que controlan los procesos hidrológicos (Vieux, 2004). Entre los aspectos positivos que pueden mencionarse, en relación a la incorporación de las

tecnologías SIG al modelado hidrológico, se destaca el análisis de la variación espacial de la precipitación, considerada en los inicios como elemento constante y estático. Esto permite un análisis de las diferentes intensidades de precipitación para los distintos puntos de una cuenca, así como el estudio de los movimientos de las tormentas y las variaciones que ello conlleva (Olaya Ferrero, 2004).

A pesar de que individualmente los términos "Datos de Precipitación Derivados de Satélites" (DPDS) y "Modelado Hidrológico" han sido ampliamente estudiados a lo largo de al menos tres décadas, su uso en conjunto ha cobrado interés recién en los últimos tiempos (Gebremichael y Hossain, 2009), ya que los DPDS han tenido históricamente un uso limitado en la predicción de inundaciones y en el modelado de la escorrentía porque se consideró que estas estimaciones de lluvia no eran confiables (Artan et al., 2007). La corrección de los DPDS basadas en información de campo mejora significativamente su calidad como insumo de los MHD al reducir en gran medida el sesgo en las predicciones, especialmente en áreas montañosas. Estas correcciones son necesarias en el uso de los DPDS en el modelado hidrológico, ya que se ha demostrado que los errores de lluvia tienen un fuerte impacto en las predicciones del caudal de los ríos (Pan et al., 2010) y consecuentemente, en el impacto de las inundaciones (Maggioni y Massari, 2018). Adicionalmente, los DPDS proveen de la información de entrada necesaria e inexistente en la simulación hidrológica de cuencas no instrumentadas (Khan et al., 2012), situación frecuente en los países con recursos limitados o en vías de desarrollo.

Estado del conocimiento del tema

Por estos motivos, y por la creciente disponibilidad de DPDS con cada vez mayor resolución y cobertura espacial y temporal, en los últimos años se ha incrementado notablemente el número de aplicaciones de modelos hidrológicos distribuidos alimentados con DPDS. Esto se vio potenciado por la incorporación de "generadores de clima" en modelos hidrológicos distribuidos ampliamente utilizados como SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al. 2012) que permiten el uso de la información climática sintética proveniente del producto de reanálisis Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) (Saha et al., 2010), incluidos los campos de precipitación.

Collischonn et al. (2008) evaluaron las estimaciones de lluvia del producto satelital Tropical Rainfall Measurement Mission (TRMM) sobre la cuenca del río Tapajós, un importante afluente del Amazonas. Las estimaciones de lluvia TRMM de tres horas se agregaron a valores diarios y se compararon con la lectura diaria de los pluviómetros de la cuenca después de interpolar ambos datos en una cuadrícula regular. Luego se utilizaron TRMM diarios y campos de lluvia interpolados por pluviómetros como entrada para un modelo hidrológico a gran escala para toda la cuenca; los hidrogramas calculados se compararon con observaciones en varias secciones de aforo a lo largo del río Tapajós y sus principales afluentes. Los resultados del modelado hidrológico mostraron que los hidrogramas calculados basados en TRMM son comparables con los obtenidos utilizando datos de pluviómetros.

Bitew et al. (2012) se centraron en evaluar cuatro DPDS de alta resolución global ampliamente utilizados: CMORPH (Climate Prediction Center CPC MORPHing technique), TMPA-TRMM (3B42RT), TMPA (Multisatellite Precipitation Analysis) (3B42) y PERSIANN (Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks) con una resolución espacial de 0.25° y una resolución temporal de 3 h a través de su uso en la aplicación del modelo SWAT en una cuenca montañosa de 299 km² en Etiopía. Los resultados muestran sesgos significativos en las estimaciones de precipitación satelital. Se examinó la capacidad predictiva de cada uno de los DPDS utilizando un modelo SWAT calibrado en dos enfoques diferentes: con precipitaciones pluviométricas como entrada, y con cada uno de los productos de precipitación satelital como entrada. Se obtienen mejoras significativas en las simulaciones de caudal del modelo cuando éste se calibra con datos reales de precipitación frente a los DPDS. La calibración de SWAT con estimaciones de precipitación satelital resultó en valores de número de curva (CN) que son considerablemente más altos que los valores tabulados estándar, por lo que se debe tener precaución al usar valores de parámetros tabulados estándar con entradas de precipitación satelital. El estudio también reveló que la corrección de sesgos de las estimaciones de precipitación satelital mejora significativamente las simulaciones del modelo.

Cohen Liechti et al. (2012) analizaron, para la cuenca del río Zambezi (África) tres estimaciones derivadas de

satélites de alta resolución operativas y reconocidas: los productos TRMM 3B42, FEWS RFE2.0 (Famine Early Warning Systems) y CMORPH, en términos de distribución espacial y temporal de las precipitaciones. En términos de confiabilidad, la correspondencia de todas las estimaciones con los datos terrestres aumentó con el paso de tiempo elegido para el análisis. El cálculo de la proporción de volumen indicó que CMORPH sobreestimó la lluvia en casi un 50%. Las estadísticas de las estimaciones de TRMM y FEWS mostraron resultados bastante similares. Debido a su menor intercorrelación y su conjunto de datos más largo, eligieron el producto TRMM 3B42 como entrada para el modelo hidráulico-hidrológico de la cuenca.

Tong et al. (2014) evaluaron cuatro productos de precipitación satelital de alta resolución global ampliamente utilizados en comparación con observaciones de pluviómetro sobre el Plateau Tibetano (TP). También investigaron la capacidad de los productos satelitales en simulaciones hidrológicas utilizando el modelo VIC (Capacidad de Infiltración Variable). Los resultados mostraron que los DPDS 3B42 y el CMORPH tienen un mejor rendimiento que el 3B42RT y el PERSIANN tanto a escala de meseta como de cuenca. El 3B42 mostró un rendimiento comparable a los datos de la CMA (Administración Meteorológica de China) tanto en simulaciones de caudal mensuales como diarias, principalmente debido al ajuste mensual de los pluviómetros involucrado en él.

Camici et al. (2018) exploraron la viabilidad de utilizar DPDS como forzantes de un modelo hidrológico agregado - MISDc (Modello Idrologico SemiDistribuito in continuo) - en 15 cuencas en el área mediterránea con diferentes tamaños y características fisiográficas. Específicamente, se utilizaron en el análisis los DPDS: TMPA 3B42-RT, CMORPH, PERSIANN y SM2RAINCCI (Soil Moisture to Rain - Climate Change Initiative). Los resultados mostraron que los DPDS proporcionan un rendimiento relativamente bajo cuando se usan para forzar el modelo MISDc en comparación con el caso en que se utilizan observaciones terrestres. Los peores resultados se obtienen en cuencas más pequeñas (< 500 km²), que, sin embargo, representan el principal objetivo para el modelado de inundaciones en el área mediterránea. Se obtienen rendimientos relativamente mejores cuando DPDS independientes se integran entre sí: esto sugiere que la explotación (a través de la integración) de fuentes independientes de lluvia

ofrece un camino potencial para reducir los errores de caudal inducidos por la lluvia, incluso en áreas desafiantes como el Mediterráneo.

Le et al. (2020) evaluaron ocho conjuntos de DPDS, que incluyeron tanto productos no corregidos como corregidos: TMPA-TRMM, GPM (Global Precipitation Measurement), CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station) y PERSIANN. Estos conjuntos de datos se utilizaron con seis cuencas fluviales representativas, correspondientes a seis zonas subclimáticas en Vietnam, durante el período 2002-2017. Las evaluaciones se llevaron a cabo en dos partes: 1) intercomparación de los DPDS con pluviómetros, para las seis cuencas; 2) comparación de las simulaciones de caudal, utilizando el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), forzado por precipitación de pluviómetros y DPDS. Los resultados indicaron que los DPDS corregidos con pluviómetros exhibieron ligeramente mejores resultados sobre los conjuntos de datos no corregidos en comparación con los pluviómetros, pero mostraron un rendimiento mucho mayor como entradas en simulaciones hidrológicas. El conjunto de datos de CHIRPS demostró un sesgo relativamente bajo, lo que podría beneficiar la planificación de recursos hídricos a largo plazo para sequías. En las simulaciones mensuales de caudal, las simulaciones alimentadas por DPDS superaron a las simulaciones alimentadas por pluviómetros en una cuenca más grande (Región Noroeste), que tiene una baja densidad de pluviómetros.

En la actualidad, los esfuerzos están centrados en estudiar cómo las incertidumbres en los DPDS se propagan en los resultados de los modelos hidrológicos (Hong et al., 2006; Mazzoleni et al., 2019; Wang et al., 2020), de qué forma corregir los DPDS para su adecuado uso como insumo de modelos hidrológicos (Tobin y Bennett, 2010; De Vera y Terra, 2012; Wang et al., 2020), o cómo combinar las fuentes de información superficiales y remotas (Rozante et al., 2010) considerando que el impacto de las inundaciones depende no solo de las características de la inundación en sí, sino también de las características de la región (densidad de población, uso de la tierra, factores geofísicos y climáticos), y por lo tanto se requiere un análisis regional para evaluar el desempeño de los modelos hidrológicos en monitorear y predecir inundaciones (Maggioni y Massari, 2018).

OBJETIVOS

El objetivo general de esta línea de trabajo es evaluar la aplicabilidad de los DPDS en el modelado hidrológico distribuido en cuencas de tamaño medio [$O(10^3 \text{ km}^2)$] en la región serrana de Córdoba (Argentina).

Entre los objetivos específicos se pueden citar:

- Conceptualizar e implementar un modelo hidrológico distribuido para la cuenca instrumentada del río Grande (Córdoba, Argentina).
- Seleccionar los DPDS más adecuados para el modelado hidrológico de la cuenca.
- Implementar una técnica para la asimilación de los DPDS a la información de campo (pluviométrica).
- Describir las relaciones de la geometría hidráulica para la red de drenaje de la cuenca.
- Calibrar el modelo implementado a partir de las observaciones de caudales disponibles en la cuenca a estudiar, realizando un análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo.

METODOLOGÍA

Caso de estudio

La cuenca del río Grande está ubicada en la provincia de Córdoba, dentro del departamento Calamuchita ubicado al Sur-Oeste de la ciudad de Córdoba (Figura 1). Dentro de esta cuenca se encuentran las localidades de Villa Yacanto, El Durazno, Los Vallecitos y en proximidades se encuentra Lutti.



Figura 1. Ubicación de la Cuenca del río Grande en Ume Pay.

La superficie de la cuenca es de 592.7 km² y se desarrolla entre los 813 msnm y 2699 msnm. Esta cuenca aporta su caudal en forma directa a la represa hidroeléctrica Río Grande, la cual lleva su nombre debido a su cauce principal.

El río Grande nace en la cuenca homónima a partir de la confluencia de los ríos El Manzano, El Durazno y Las Letanías, los cuales son de régimen permanente; éstos a su vez se encuentran alimentados por otros arroyos más pequeños. Su curso continúa a través del embalse Arroyo Corto, luego de este continúa en forma de cauce regulado hasta llegar al embalse Río Tercero.

La cuenca hidrográfica del río Grande ha sido definida estableciendo como punto de cierre el aforo en la estación Ume Pay (Figura 2), una estación medidora de niveles de agua en el cauce por medio de un limnógrafo. Luego estos niveles son convertidos en caudales mediante curvas altura-caudal (H-Q).

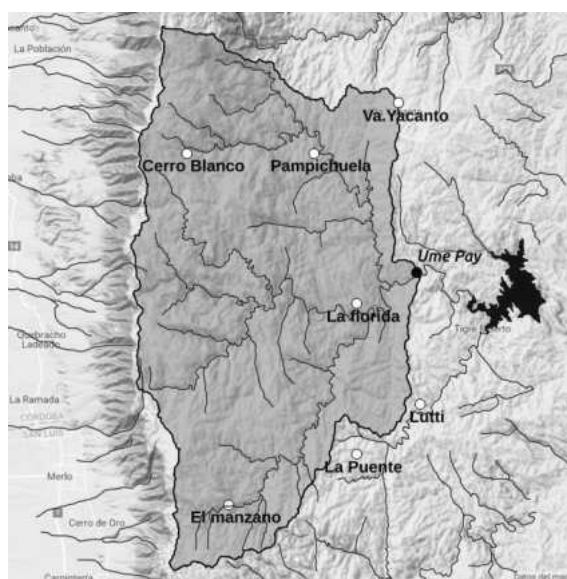


Figura 2. Cuenca del río Grande en Ume Pay: ubicación de estaciones pluviométricas y limnimétrica.

La cuenca río Grande se encuentra sobre la formación geológica Sierra de Comechingones. Este complejo metamórfico está compuesto principalmente por metatexitas y diatexitas, de manera subordinada aparecen cuerpos de gneises biotíticos granatíferos, anfíbolitas, filonitas, pequeños bancos de mármoles y cuerpos pegmatíticos graníticos (Radice et al., 2012). En las partes de baja altura predomina el complejo metamórfico (filitas, esquistos, gneis, anfíbolitas y calizas) y en la parte

central, más alta, dominan rocas graníticas de gran altura (cerro Champaquí, 2790 msnm). La cuenca se encuentra sobre la vertiente oriental de esta formación, la cual es amplia y está constituida por una serie de escalones de falla. En este costado oriental la alteración del complejo metamórfico es profunda, debido a una mayor presencia de humedad y de planos de esquistosidad subverticales que favorecen a la penetración del agua entre láminas (meteorización profunda).

En las zonas altas graníticas, de mayor humedad, los suelos son someros, de texturas finas, con buenos contenidos de materia orgánica, y alto porcentaje de roca expuesta. Además existen zonas denominadas “Pampas”, tales como la de Achala (2000 msnm) y otras menores con cobertura eólica loésica más reciente y suelos profundos como las de Yacanto.

La vegetación autóctona de la zona está vinculada al clima regido por alturas relativas. En una secuencia altitudinal se puede considerar que hasta los 1200 msnm domina el bosque serrano, luego un estrato intermedio (romerillal) que puede estar ausente y a mayores alturas el pastizal-gramineal, o césped de altura y bosquecillos de tabaquillo en quebradas escarpadas y protegidas. Además, se encuentran en la cuenca plantaciones de exóticas, en particular coníferas (Agencia Córdoba Ambiente SE e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [ACA - INTA], 2003) (Figura 3).



Figura 3. Río El Durazno. Se aprecian forestaciones de coníferas.

Información utilizada

Topografía

La cuenca del río Grande fue representada topográficamente a través del Modelo Digital de Elevaciones de la Argentina (MDE-Ar).

Mediante la combinación de información obtenida por las misiones satelitales Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) y Advanced Land Observing Satellite (ALOS), el Instituto Geográfico Nacional (IGN) desarrolló el modelo MDE-Ar v2.1, el cual abarca todo el territorio continental del país y está alineado verticalmente con el Sistema de Referencia Vertical Nacional (SRVN16). Este modelo ha sido sometido a un proceso de filtrado para corregir los valores de altitud de los píxeles que se hallaban fuera de los parámetros establecidos.

La misión SRTM fue un proyecto internacional realizado en el año 2000 por la Administración Nacional de Aeronáutica y del Espacio (NASA) en colaboración con el Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), la Agencia Espacial Italiana (ASI) y la Agencia Nacional de Inteligencia Geoespacial (NGA), con el fin de crear un modelo digital global de elevaciones de alta resolución y uniformidad utilizando la técnica de interferometría radar de apertura sintética (InSAR) (Van Zyl, 2001). Por su parte, la misión ALOS, llevada a cabo por la Agencia de Exploración Aeroespacial de Japón (JAXA), posibilitó la elaboración de un modelo digital global de elevaciones mediante el uso de aproximadamente 3 millones de imágenes capturadas por el instrumento pancromático de teledetección para mapeo estéreo (PRISM) instalado en el satélite japonés de observación terrestre DAICHI (Rosenqvist et al., 2007).

El MDE-Ar v2.1, distribuido por el IGN, cuenta con una resolución espacial de 30 m y una precisión vertical de alrededor de 2 m, adecuada para el alcance de este trabajo. En la Figura 4 se puede ver un mapa de la topografía de la cuenca del río Grande generado a partir del modelo MDE-Ar.

Precipitaciones

Para el desarrollo del trabajo se contó con dos fuentes de información: datos pluviométricos provenientes del Sistema Nacional de Información Hídrica (datos reales), a través de siete estaciones pluviométricas distribuidas en la cuenca o en su vecindad (Figura 2), en el periodo 01/06/2000 – 31/05/2021; y datos derivados de satélite (datos virtuales) provenientes del producto PDIR-Now (Nguyen et al., 2020), adquiridos a través del CHRS Data Portal de la Universidad de California, Irvine (Nguyen et al., 2019).

PDIR-Now (Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural

Networks - Dynamic Infrared Rain Rate near real-time) es un producto de precipitación satelital de alta resolución global en tiempo real ($0.04^\circ \times 0.04^\circ \approx 4\text{ km} \times 4\text{ km}$) desarrollado por el Center for Hydrometeorology and Remote Sensing (CHRS) de la Universidad de California, Irvine (UCI). PDIR-Now se ha implementado en el sistema global de monitoreo de precipitación satelital en tiempo real de UCI CHRS – iRain.

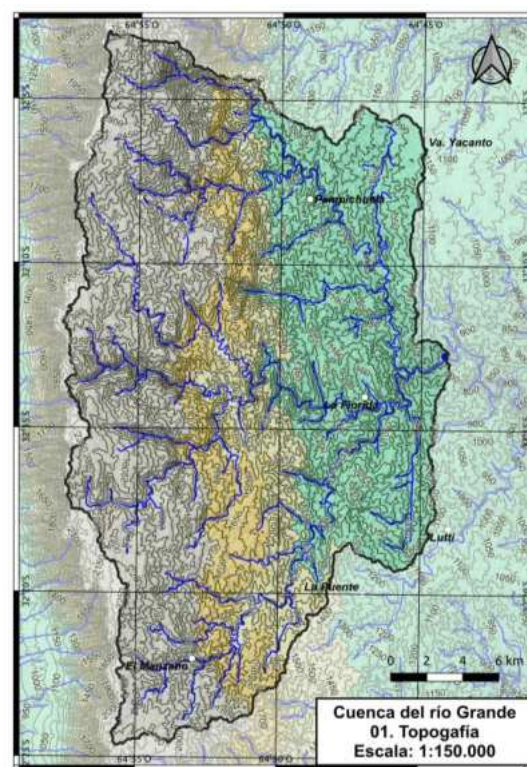


Figura 4. Topografía de la cuenca del río Grande.

La principal ventaja de PDIR-Now, en comparación con otros conjuntos de datos de precipitación en tiempo casi real, es su dependencia de la imagen de infrarrojo (IR) muestreada a alta frecuencia; consecuentemente, la latencia de PDIR-Now desde el momento de la ocurrencia de la lluvia es muy corta (15-60 minutos). Además, PDIR-Now tiene en cuenta los errores e incertidumbres que resultan del uso de imágenes de IR al adoptar una variedad de técnicas, siendo la más notable el desplazamiento dinámico de las curvas (Tb-R) utilizando climatología de precipitación. La corta latencia de PDIR-Now hace que el conjunto de datos sea adecuado para aplicaciones hidrológicas casi en tiempo real, como la predicción de inundaciones y el desarrollo de mapas de inundación. Además, estudios previos indican el potencial del algoritmo

PDIR para reconstruir estimaciones históricas de precipitación a alta resolución espacio-temporal (Nguyen et al., 2020).

Se adquirió la serie de precipitaciones virtuales espacialmente distribuidas en formato GeoTIFF, recortadas al área de interés, con una resolución temporal de 3 horas, en el periodo 11/03/2001–04/11/2020; estos campos de precipitaciones virtuales se acumularon entre las 9 am del día actual y las 6 am del día siguiente, de modo de cubrir un intervalo horario equivalente al de la medición pluviométrica tradicional.

Caudales

Como se indicó, la cuenca del río Grande cuenta con una estación limnométrica y de aforos en Ume Pay (Figura 2). Los caudales medios diarios se obtuvieron, al igual que las precipitaciones reales, del Sistema Nacional de Información Hídrica, para el periodo 01/06/2000 – 31/08/2020, con varios intervalos de datos faltantes (Figura 5).

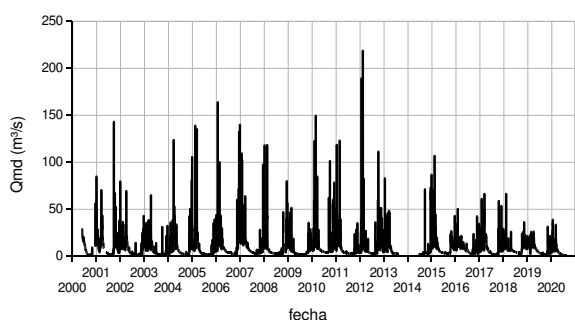


Figura 5. Serie de caudales medios diarios disponibles en Ume Pay.

Clima

En ausencia de estaciones meteorológicas en la zona de estudio, se utilizó la base de datos climática por defecto de SWAT+, lo que implica que las variables temperatura, humedad, intensidad del viento y radiación solar fueron recuperadas del producto de reanálisis NCEP CFSR (Saha et al., 2010).

El Reanálisis del Sistema de Pronóstico Climático del NCEP (CFSR) ofrece información climática desde el año 1979. Fue diseñado como un sistema global de alta resolución que combina atmósfera, océano, superficie terrestre y hielo marino para proporcionar la mejor estimación del estado de estos dominios durante ese tiempo. El CFSR incluye acoplamiento de atmósfera y océano, un modelo interactivo de hielo marino y asimilación de radiaciones satelitales. Ofrece resolución horaria y

espacial de 0.5° de latitud x 0.5° de longitud. Se distribuye a través del NCAR (National Center for Atmospheric Research) y se utiliza para múltiples propósitos, incluyendo pronósticos climáticos operativos, pronósticos históricos y análisis de la climatología de la Tierra.

Suelos

Los tipos de suelo presentes en la cuenca, y su distribución espacial, se obtuvieron de la Carta de Suelos de Córdoba, desarrollada en conjunto por el Ministerio de Agricultura y Ganadería de la provincia y el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); en particular para este trabajo se contó con las hojas 3366-6 Santa Rosa de Calamuchita (Pacheco et al., s.f.) y 3366-12 Río de los Sauces (Bosnero et al., s.f.). Estos tipos de suelo fueron asociados a la taxonomía de suelos presentada por Food and Agriculture Organization (FAO) (1974), de modo de utilizar las bases de datos globales de suelos disponibles en SWAT+. En la Figura 6 se presenta el mapa de suelos de la cuenca.

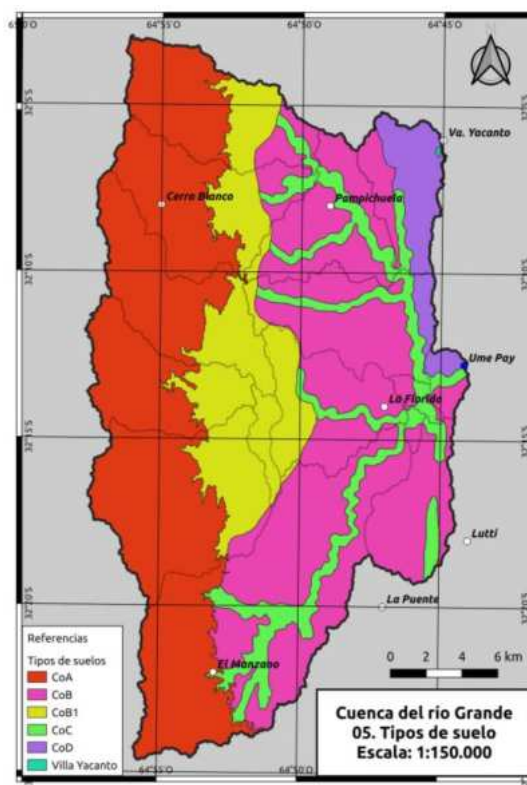


Figura 6. Mapa de suelos de la cuenca.

Los símbolos indicados en la Figura 6 corresponden a:
- CoA. Ambiente fisiográfico: Sierras Altas. Características dominantes: suelos muy someros,

desarrollados sobre roca, fuertes pendientes y rocosidad aflorante. Clasificación FAO asociada: I-C-3c-3971.

- CoB. Ambiente fisiográfico: Sierras fuertemente inclinadas. Características dominantes: Suelos someros evolucionados sobre roca alterada y 20% de afloramiento rocoso. Clasificación FAO asociada: Kh1-1a-5778.

- CoB1. Ambiente fisiográfico: Sierras fuertemente inclinadas. Características dominantes: Suelos someros evolucionados sobre roca alterada y 40% de afloramiento rocoso. Clasificación FAO asociada: I-C-2c-3101.

- CoC. Ambiente fisiográfico: Quebradas con fuertes pendientes. Características dominantes: Suelos someros evolucionados sobre roca alterada, con intercalación de roca aflorante (más del 20%) y combinaciones de fuertes pendientes con algunos sectores de pendientes suaves. Clasificación FAO asociada: Je13-1a-4517.

- CoD. Ambiente fisiográfico: Pampa serrana – sectores ondulados del área serrana. Características dominantes: Suelos desarrollados sobre materiales loessoides, asociado a suelos someros evolucionados sobre roca alterada, presencia de calcáreo, tosca a distintos niveles y erosión hídrica. Clasificación FAO asociada: Kh1-1a-4768.

Asimilación de datos de precipitación

Se desarrolló e implementó un proceso de asimilación entre los datos de precipitación reales y virtuales, con el objetivo de lograr una versión mejorada de esta información. La motivación de esta asimilación se funda en aprovechar lo mejor de ambas fuentes: la fiabilidad de las precipitaciones reales, de la que adolecen los datos virtuales, y la variabilidad espacial de los datos virtuales, que no logran captar los datos reales, incluso luego de aplicar técnicas de interpolación espacial.

El proceso de asimilación propuesto se basa en las siguientes hipótesis:

- la precipitación real debe preservarse, en su localización, luego de la asimilación;
- es posible interpolar el campo de errores de la precipitación, determinados en la localización de los datos reales entre éstos y los datos virtuales;
- el campo de errores interpolados permite corregir los campos virtuales de precipitación.

De este modo, para cada conjunto diario de precipitaciones reales y virtuales, se implementó el algoritmo de asimilación representado en la Figura

7. Denominando S_i al conjunto de estaciones pluviométricas (reales), R_i las precipitaciones registradas en estas estaciones, $V(S_i)$ las precipitaciones virtuales en la localización de las estaciones reales, el campo de errores se obtuvo por interpolación espacial (aplicando el método de la inversa de la distancia al cuadrado o método de Shepard) de los errores en las estaciones definidos como lo expresa la ecuación (1):

$$E_i = V(S_i) - R_i \quad (1)$$

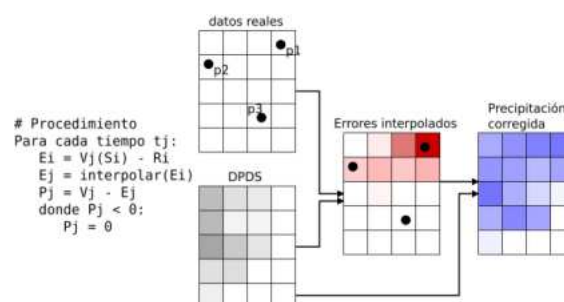


Figura 7. Algoritmo de asimilación de precipitaciones reales y virtuales.

El campo de errores E así interpolado, puede aplicarse a la corrección de los datos virtuales, generando un campo de precipitaciones corregidas P como se presenta en la ecuación (2):

$$P = V - E \quad (2)$$

Dado que en la operación del álgebra de mapas de la expresión (2) es posible que aparezcan valores $P < 0$, éstos se interpretan como ausencia de precipitación, asignando $P = 0$ en esos píxeles.

Este proceso se automatizó a través de un código desarrollado específicamente en Python, utilizando las librerías NumPy, Pandas, Geopandas y Rasterio. Este código generó tres archivos GeoTIFF por cada día considerado: el campo de precipitaciones reales interpolado, el campo de errores interpolado, y el campo de precipitaciones corregido.

Modelo hidrológico

El modelo hidrológico de la cuenca del río Grande se implementó a través del programa SWAT+, en base a su integración con el Sistema de Información Geográfica QGIS por medio del complemento QSWAT+.

Soil and Water Assessment Tool (Herramienta de asesoramiento en suelo y agua) es un modelo hidrológico de base física, simula el ciclo hidrológico mediante los distintos procesos que lo componen. Modela al ciclo hidrológico tanto a través del flujo superficial en la cuenca como en el flujo unidimensional en el cauce principal y sus tributarios. Además, permite simular procesos de calidad del agua.

El modelo SWAT en escala temporal se clasifica como continuo, ya que permite simular los procesos del ciclo hidrológico en periodos largos (meses o años). Permite además la distribución espacial de la información en zonas de menor tamaño a la cuenca. Inicialmente es posible dividir a la cuenca en subcuencas, esto permite diferenciar zonas dentro de la cuenca con distintas características. La información dentro de cada subcuenca es organizada mediante grupos de HRU (Unidades de Respuesta Hidrológica), estas son subdivisiones de menor tamaño a la subcuenca. Las HRU se clasifican y luego se aglutinan entre iguales, esto para caracterizar mejor a la subcuenca y lograr diferenciar zonas heterogéneas dentro de ésta. El modelo simula los distintos procesos del ciclo hidrológico en cada HRU. Además, el modelo organiza la información de cada subcuenca por clima, agua subterránea, vías de escurrimiento y drenaje de la subcuenca (Arnold et al., 1998).

La simulación del ciclo hidrológico se efectúa mediante un balance entre los procesos representados (ecuación 3).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (3)$$

donde SW_t es el contenido final de humedad del suelo, SW_0 es el contenido inicial de humedad del suelo, t es el tiempo, R_{day} es la precipitación en el día i , Q_{surf} es el escurrimiento superficial en el día i , E_a es la evapotranspiración en el día i , w_{seep} es la percolación en el día i , y Q_{gw} es el flujo de retorno en el día i .

Ésta es la base del modelo para simular otros procesos físicos y químicos, los cuales se ven afectados por el constante movimiento del ciclo hidrológico. En fase de terreno se mencionan: arrastre de sedimentos, de pesticidas, nutrientes y bacterias. Para la fase en conducción se mencionan: descargas y transporte de pesticidas,

bacterias, nutrientes, etc.; esto en las vías principales de cada subcuenca o en el cauce principal de la cuenca completa.

SWAT+ es una versión completamente reestructurada de SWAT que fue desarrollada para enfrentar los desafíos presentes y futuros en la modelización y gestión de recursos hídricos y para satisfacer las necesidades de la comunidad de usuarios a nivel mundial. Sus objetivos son: mejorar el desarrollo y mantenimiento del código; dar soporte a la disponibilidad, análisis y visualización de datos; y mejora las capacidades del modelo en cuanto a la representación espacial de elementos y procesos dentro de las cuencas hidrográficas. El cambio más importante es la implementación de unidades de paisaje y el enrutamiento de flujo y contaminantes a través de estas unidades. Además, SWAT+ ofrece más flexibilidad que SWAT en la definición de prácticas agronómicas, enrutamiento de diversas sustancias, como pesticidas y sedimentos, y conexión de sistemas de drenaje a la red natural de flujo (Bieger et al., 2017).

Para la presente implementación del modelo SWAT+, el cálculo de la evapotranspiración potencial se llevó a cabo mediante la ecuación de Penman-Monteith; el tránsito en la red de drenaje se efectuó a través del método de Muskingum. La infiltración se modeló a través del método CN-SCS.

Para cada día de la simulación se obtuvieron las precipitaciones corregidas medias espaciales en cada subcuenca, asignándolas a una estación localizada en el centroide de la misma, de modo de forzar a SWAT+ a asignar esas series a las respectivas subcuencas. Este cálculo se realizó mediante un código especialmente diseñado en Python, utilizando las librerías Numpy, Pandas, Rasterio y Rasterstats.

Geometría hidráulica

SWAT+ representa la geometría de las secciones transversales de la red de drenaje de la cuenca en forma simplificada a través de las relaciones potenciales dadas por la geometría hidráulica introducida por vez primera por Leopold y Maddock (1953); pero puestas en función del área drenante, en lugar del caudal (Bieger et al., 2015):

$$B = \alpha_B A^{\beta_B} \quad (4)$$

$$H = \alpha_H A^{\beta_H} \quad (5)$$

donde B (m) y H (m) son el ancho y la profundidad de la sección respectivamente, y A (km²) es el área de la subcuenca aportante a la sección. Los parámetros α y β se obtienen por regresión por mínimos cuadrados a partir de un conjunto de datos. En ausencia de información, SWAT+ asume para estos parámetros los siguientes valores: $\alpha_B = 1.29$; $\beta_B = 0.6$; $\alpha_H = 0.13$; $\beta_H = 0.4$.

Para la determinación de la relación $B(A)$ se identificaron 176 secciones a lo largo de la cuenca del río Grande y se relevó digitalmente (mediante la herramienta Google Earth) el ancho de las mismas; luego se determinaron las respectivas áreas parciales de aporte, mediante el uso del Sistema de Información Geográfica QGIS. Finalmente, se determinaron por regresión los parámetros de la ecuación (4), que resultaron $\alpha_B = 2.16$; $\beta_B = 0.383$, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.467$ (Figura 8).

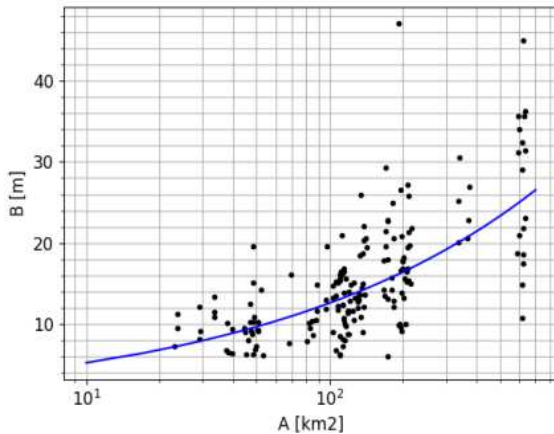


Figura 8. Relación potencial $B(A)$ para la cuenca del río Grande.

Para la estimación de las profundidades se recurrió al método de estimación estadística de caudales presentado por Bjerklie et al. (2003):

$$Q = 7.22B^{1.02}H^{1.74}S^{0.35} \quad (6)$$

donde Q (m³/s) es el caudal y S (m/m) es la pendiente de la superficie libre, que se asumió igual a la del lecho. Esta última se obtuvo sintéticamente a partir del modelo digital de elevación MDE-Ar. Los anchos y caudales se obtuvieron para ocho fechas comprendidas entre 2010 y 2021, donde se dispuso simultáneamente de imágenes satelitales y caudales en la estación Ume Pay (Figura 2). Asumiendo un coeficiente de escorrentía constante en la cuenca, los

caudales en las 609 secciones consideradas se obtuvieron por simple regionalización lineal:

$$Q = \frac{A}{A_T} Q_T \quad (7)$$

donde Q y A son el caudal y el área de aporte de una sección dada, y Q_T y A_T son el caudal y el área de aporte de la cuenca completa (estación Ume Pay). Finalmente, de la ecuación (6) se despeja la profundidad H (m), que se grafica en función del área de aporte A (km²), como se observa en la Figura 9. La regresión por mínimos cuadrados de la ecuación (5) arrojó los siguientes parámetros: $\alpha_H = 0.0491$; $\beta_H = 0.444$, con un coeficiente de determinación $R^2 = 0.74$.

Este conjunto de cuatro parámetros localmente obtenidos fue utilizado en reemplazo de los valores por defecto dados por SWAT+.

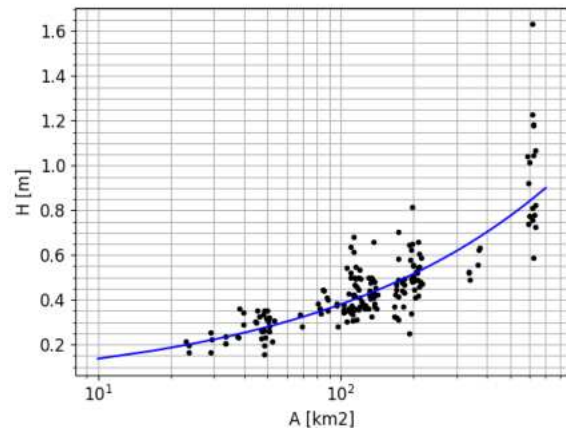


Figura 9. Relación potencial $H(A)$ para la cuenca del río Grande.

Calibración

Para la calibración del modelo se utilizó el algoritmo Dynamically Dimensioned Search (DDS) (Tolson y Shoemaker, 2007) implementado en la herramienta SWAT+ Toolbox. Como variable de estado se consideró el caudal medio diario en la estación Ume Pay, siendo la función objetivo a maximizar la Eficiencia de Nash-Sutcliffe NSE (Tucci, 2005):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \bar{Q}_o)^2} \quad (8)$$

donde \overline{Q}_o es la media de los caudales observados, y Q_m es el caudal modelado. Q_o^t es el caudal observado en el tiempo t .

Los parámetros de calibración considerados fueron:

- alpha: es la constante de recesión del flujo base. Es un índice directo de la respuesta del flujo subterráneo a los cambios en la recarga;
- revap_min: profundidad umbral del agua en el acuífero libre disponible para evaporación o percolación al acuífero profundo. El movimiento del agua desde el acuífero libre a la zona no saturada estará disponible solo si el volumen de agua en éste es igual o mayor que revap_min;
- esco: factor de compensación de evaporación del suelo. Permite modificar la distribución en la profundidad para considerar el efecto de la succión capilar, formación de costras y grietas;
- epco: factor de compensación de la absorción radicular. Permite disponer de la humedad en las capas inferiores del suelo para compensar el déficit de humedad disponible frente a la transpiración potencial;
- cn2: número de curva en condiciones antecedentes de humedad normales (II) del método del CN-SCS;
- flo_min: almacenamiento mínimo del acuífero para permitir el flujo de retorno;
- chn: coeficiente n de Manning de la red de canales.

En concordancia con la metodología de calibración implementada en SWAT+ Toolbox, se establecieron

los límites máximos y mínimos de variación porcentual en los parámetros antes citados, junto con sus mínimos y máximos absolutos, según lo indicado en la Tabla 1.

Tabla1. Límites mínimo y máximo (%) de variación de parámetros en la calibración.

Parámetro	Mínimo (%)	Máximo (%)	Mínimo abs.	Máximo abs.
alpha	-30	30	0	1
revap_min	-30	30	0	50
esco	-30	30	0	1
epco	-30	30	0	1
cn2	-30	30	35	95
flo_min	-30	30	0	50
chn	-30	30	0	0.30

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para cada día de la simulación se generaron los archivos GeoTIFF necesarios, junto con una representación gráfica de los campos de precipitación virtual, real interpolado y corregido. En la Figura 10 puede verse un ejemplo de esto último. En la Figura 11 se observa un gráfico de dispersión de las precipitaciones virtuales y corregidas versus las precipitaciones reales, en la localización de las estaciones pluviométricas. Puede observarse la significativa mejora en la correspondencia luego de la corrección.

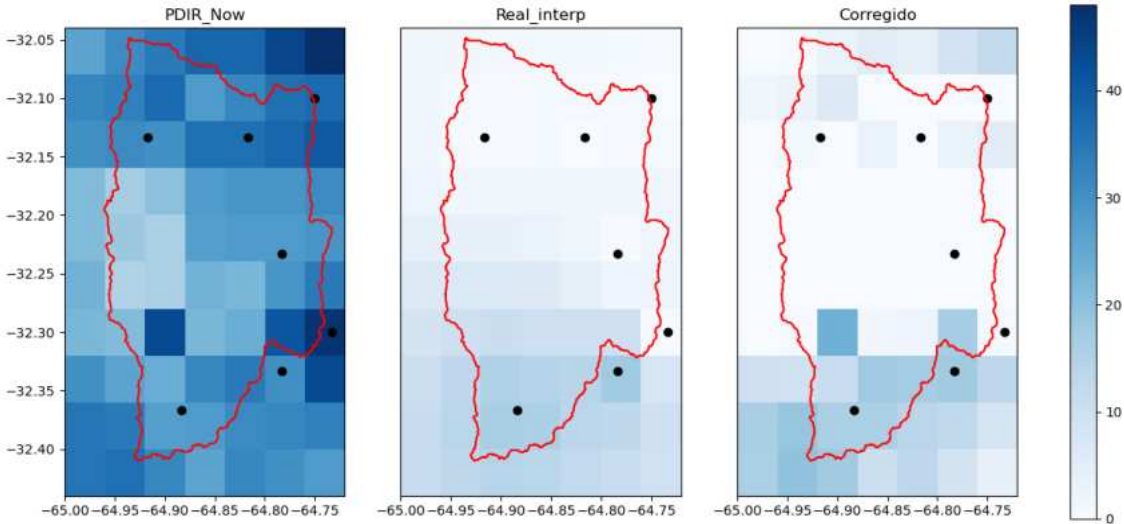


Figura 10. Campos de precipitaciones virtuales (izquierda), real interpolado (centro) y corregido (derecha). Ejemplo del 1/3/2001.

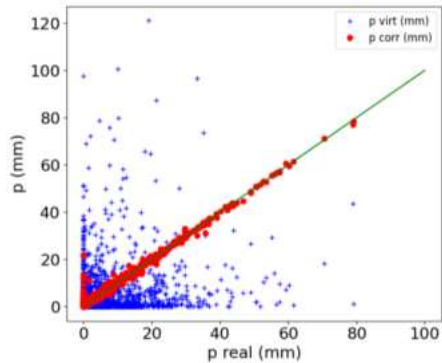


Figura 11. Precipitaciones virtuales y corregidas en función de las reales, en las estaciones pluviométricas.

La calibración de los parámetros indicados en la Tabla 1 arrojó los cambios porcentuales indicados en la Tabla 2. Como puede verse, los tres primeros parámetros explican casi el 95% de la mejora en el ajuste. El valor final de la eficiencia de Nash-Sutcliffe (función objetivo) fue $NSE = 0.274$; el coeficiente de correlación de Pearson fue $r = 0.69$; el coeficiente de correlación de Spearman fue $r_s = 0.78$ y el sesgo porcentual $p\text{-BIAS} = -2.65$.

Como valores de referencia, el modelo estimó las magnitudes medias anuales (para el periodo considerado) de los procesos hidrológicos modelados presentadas en la Tabla 3. El valor medio del número de curva fue $CN = 80$.

En la Figura 12 se presenta el hidrograma de caudales medios diarios observados y simulados en

Ume Pay, en conjunto con la precipitación media diaria en la cuenca. Puede observarse una adecuada correspondencia entre ambas series de caudales. Esto se presenta en la Figura 13 a través de un gráfico de dispersión entre estas variables.

Tabla 2. Resultados de la calibración de los parámetros del modelo.

Parámetro	Cambio	Sensibilidad
cn2	19.01%	0.892093
alpha	28.78%	0.040046
chn	-29.56%	0.009354
epco	-29.68%	0.000657
flo_min	-28.85%	0.000527
esco	12.63%	0.000502
revap_min	9.36%	0.000380

Tabla 3. Balance hidrológico medio anual (en mm).

Proceso	Lámina (mm)
Precipitación	1120.2
Evapotranspiración potencial	1293.1
Evapotranspiración real	569.2
Escurrimiento superficial	227.6
Flujo lateral	24.9
Revap	23.1
Flujo de retorno	508.3
Recarga	589.8

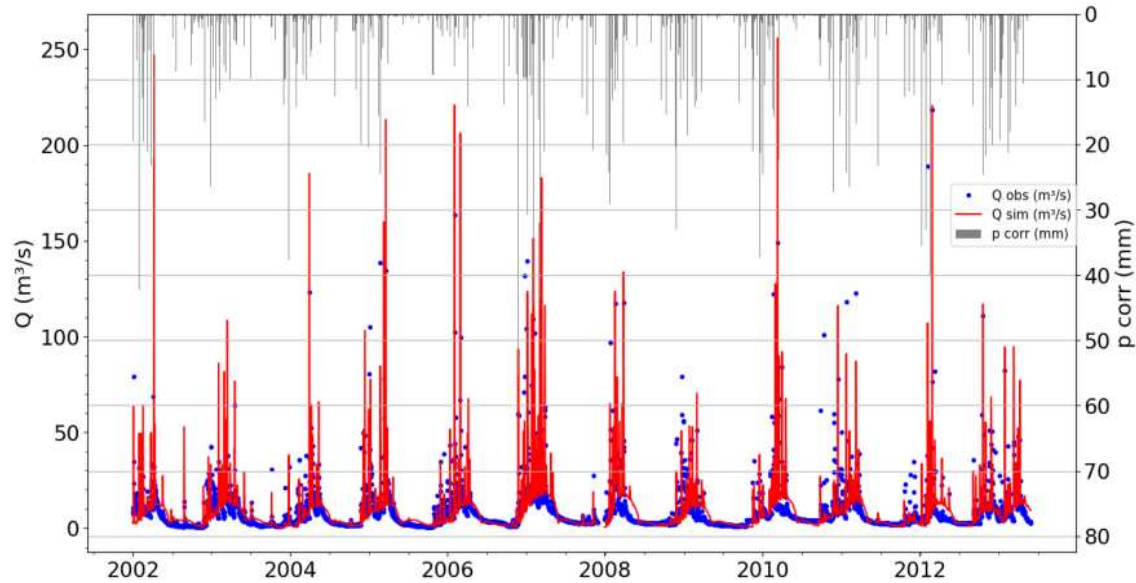


Figura 12. Hidrograma simulado y observado en Ume Pay.

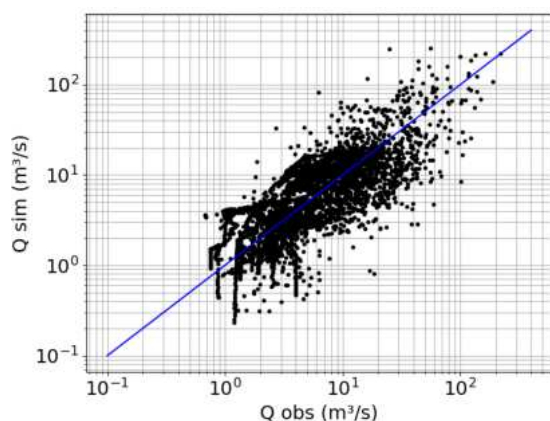


Figura 13. Gráfico de dispersión de caudales medios diarios simulados y observados en Ume Pay.

Entre las capacidades de SWAT+, se destaca la posibilidad de evaluar la dinámica de las variables representativas de la hidrología de la cuenca. Como ejemplo, en la Figura 14 se presenta la evolución del valor medio en la cuenca de tres variables: el contenido de humedad en el suelo (sw), la evapotranspiración real (ETR) y el número de curva CN.

Si bien la cuenca en estudio ha sido motivo de trabajos previos (Weber y Baigorri, 2019), se considera que el modelo desarrollado es superior teniendo en cuenta que incorpora fuentes de datos satelitales, permitiendo un análisis más detallado de la variabilidad espacial en la cuenca.

La calidad del ajuste del modelo, si bien limitada, es similar a la obtenida en otros trabajos que han utilizado datos de precipitación derivados de satélite como entradas al modelo SWAT, en particular en cuencas con escasa disponibilidad de datos reales. Por ejemplo, Mararakanye et al. (2020) reportan valores de NSE entre -0.2 y 0.3 para la cuenca del río Vaal (Sudáfrica); Odusanya et al. (2019) obtienen un valor medio de NSE = 0.45 en la calibración de SWAT para la cuenca del río Ogun (Nigeria), utilizando información satelital para describir la evapotranspiración; mientras que Dos Santos et al. (2022) presentan valores de NSE variables entre 0.08 y 0.66 en la validación de un modelo en SWAT para la cuenca del río Congo (África), en base a diversos datos de precipitación derivados de satélites.

Se ha demostrado que la calidad intrínseca de los DPDS, el tamaño de la cuenca, la resolución de los DPDS y la elección del modelo hidrológico afectan la propagación del error desde propios DPDS hasta el resultado. Sin embargo, no se ha llegado a un

consenso sobre la cuantificación de estos efectos. En algunos casos, se ha demostrado que el error aumenta con el área de la cuenca, pero en otros no se observó ningún cambio en la magnitud del error en función del tamaño de la cuenca. Se ha demostrado que la resolución de los DPDS desempeña un papel importante en la calidad de los resultados (Maggioni y Massari, 2018). En cualquier caso, se considera que los DPDS pueden ser utilizados, criteriosamente, en cuencas con escasez o ausencia de información hidrometeorológica para el modelado hidrológico.

CONCLUSIONES

Ha sido posible implementar un modelo hidrológico de simulación continua en la cuenca del río Grande (Córdoba, Argentina) mediante el uso del software de modelado hidrológico SWAT+ y los datos de precipitación derivados de satélites (DPDS) del producto PDIR-Now, que resultó ser el más adecuado en términos de extensión y resolución espacial y temporal.

El procedimiento de asimilación de datos virtuales (DPDS) y reales (registros de estaciones pluviométricas) permite, conservando los valores de campo observados, lograr una mayor riqueza en la distribución espacial de la precipitación en la cuenca, lo que impacta directamente en los resultados del modelo.

Fue posible encontrar valores específicos para la cuenca del río Grande de los parámetros de las relaciones potenciales de la geometría hidráulica en función del área parcial de drenaje, en la forma requerida por SWAT+. Estos parámetros fueron utilizados en el modelo desarrollado, en reemplazo de los valores por defecto de SWAT+, contribuyendo a una mejor respuesta del modelo.

La calibración del modelo hidrológico en función de los registros de caudales disponibles en la sección de cierre de la cuenca (Ume Pay) mostró que tres parámetros (el número de curva CN, el coeficiente de flujo de retorno α y el coeficiente n de Manning de la red de drenaje) explican el 95% de la mejora en el ajuste.

Los parámetros calibrados del modelo de la cuenca del río Grande podrán ser de utilidad, en ausencia de información específica, para la implementación del modelo SWAT+ en otras cuencas de la región serrana de Córdoba, donde resulte necesario una

estimación de series de caudales en ausencia de registros hidrométricos.

Adicionalmente, para la cuenca de río Grande la disponibilidad de un modelo hidrológico calibrado puede resultar de interés desde que esta cuenca es la principal aportante al sistema hidroeléctrico Cerro Pelado – Arroyo Corto; permitiendo la generación de series sintéticas de caudales para simulación, evaluación de escenarios de manejo de cuenca, etc.

Si bien el valor obtenido de la eficiencia de Nash-Sutcliffe dista del esperado para un desempeño óptimo del modelo, este estadístico se encuentra dentro del rango reportado por otros investigadores en el modelado de cuencas en SWAT, utilizando información satelital. Se considera que el modelo implementado describe razonablemente el comportamiento hidrológico de la cuenca del río Grande, típica de las cuencas de la región serrana de Córdoba.

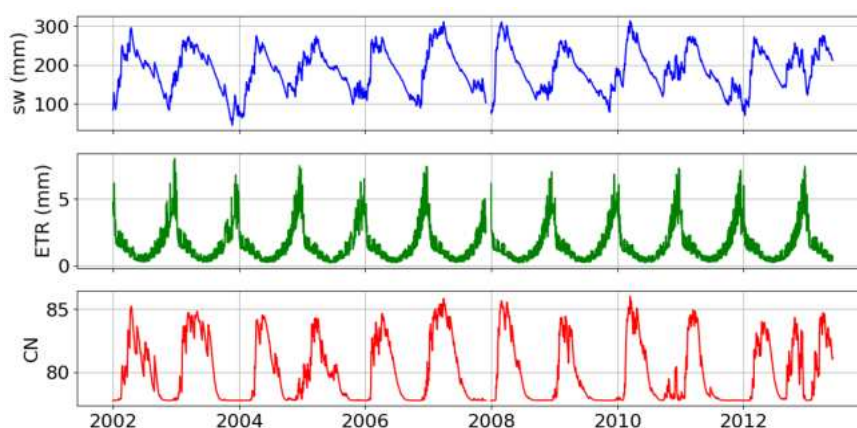


Figura 14. Evolución temporal de los valores medios en la cuenca del contenido de humedad en el suelo (sw), la evapotranspiración real (ETR) y el número de curva CN.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Tecnológica Nacional por el financiamiento recibido al Proyecto de Investigación MSTCCO0008567TC.

REFERENCIAS

- Agencia Córdoba Ambiente SE e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Estación Experimental Agropecuaria Manfredi (2003). *Recursos Naturales de la provincia de Córdoba. Los suelos. Nivel de reconocimiento. Escala 1:50000*. Agencia Córdoba D.A.C. y T.S.E.M., Dirección de Ambiente; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N. y Jha, M. K. (2012). SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491–1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S. y Williams, J. R. (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association* 34(1): 73-89, <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Artan, G., Gadain, H., Smith, J. L., Asante, K., Bandaragoda, C. J. y Verdin, J. P. (2007). Adequacy of satellite derived rainfall data for stream flow modeling. *Natural Hazards*, 43(2), 167–185. <https://doi.org/10.1007/s11069-007-9121-6>
- Bieger, K., Arnold, J. G., Rathjens, H., White, M. J., Bosch, D. D., Allen, P. M., Volk, M. y Srinivasan, R. (2017). Introduction to SWAT+, a Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 53(1): 115–130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12482>
- Bieger, K., Rathjens, H., Allen, P. M. y Arnold, J. G. (2015). Development and Evaluation of Bankfull Hydraulic Geometry Relationships for the Physiographic Regions of the United States. *Journal of the American Water Resources Association*

- Association (JAWRA), 51(3), 842–858. <https://doi.org/10.1111/jawr.12282>
- Bitew, M. M., Gebremichael, M., Ghebremichael, L. T. y Bayissa, Y. A. (2012). Evaluation of High-Resolution Satellite Rainfall Products through Streamflow Simulation in a Hydrological Modeling of a Small Mountainous Watershed in Ethiopia. *Journal of Hydrometeorology*, 13(1), 338–350. <https://doi.org/10.1175/2011JHM1292.1>
- Bjerklie, D. M., Dingman, S. L., Vorosmarty, C. J., Bolster, C. H. y Congalton, R. G. (2003). Evaluating the potential for measuring river discharge from space. *Journal of Hydrology*, 278(1-4), 17–38. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00129-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00129-X)
- Bosnero, H. A., Pachecoy, V. L., Carnero, M., Espil, H. O., Lovera, E. F., Reartes, M. A., Tassile, J. L., Obligado, J., Cabido, M., Gonzalez Albarracín, C., Rossetti, E. y Correa, J. J. (s.f.) *Hoja 3366-12, Río de los Sauces; Hoja 3366-18, Alpa Corral. Cartas de Suelos de Córdoba*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Universidad Nacional de Córdoba. <https://suelos.cba.gov.ar/ALPACORRAL/index.html>
- Camici, S., Ciabatta, L., Massari, C. y Brocca, L. (2018). How reliable are satellite precipitation estimates for driving hydrological models: A verification study over the Mediterranean area. *Journal of Hydrology*, 563, 950–961. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.067>
- Cohen Liechti, T., Matos, J. P., Boillat, J. L. y Schleiss, A. J. (2012). Comparison and evaluation of satellite derived precipitation products for hydrological modeling of the Zambezi River Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(2), 489–500. <https://doi.org/10.5194/hess-16-489-2012>
- Collischonn, B., Collischonn, W. y Tucci, C. E. M. (2008). Daily hydrological modeling in the Amazon basin using TRMM rainfall estimates. *Journal of Hydrology*, 360(1-4), 207–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.032>
- De Vera, A. y Terra, R. (2012). Combining CMORPH and Rain Gauges Observations over the Rio Negro Basin. *Journal of Hydrometeorology*, 13(6), 1799–1809. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-12-010.1>
- Dos Santos, V., Oliveira, R. A. J., Datok, P., Sauvage, S., Paris, A., Gosset, M. y Sánchez-Pérez, J. M. (2022). Evaluating the performance of multiple satellite-based precipitation products in the Congo River Basin using the SWAT model. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 42(101168). <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101168>
- Food and Agriculture Organization (1974). *FAO-UNESCO Soil Map of the World: VO. I, Legend*. UNESCO, Paris. <https://www.fao.org/4/as360e/as360e.pdf>
- Gebremichael, M. y Hossain, F. (Eds.). (2009). *Satellite rainfall applications for surface hydrology*. Springer Science & Business Media. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-90-481-2915-7>
- Hong, Y., Hsu, K., Moradkhani, H. y Sorooshian, S. (2006). Uncertainty quantification of satellite precipitation estimation and Monte Carlo assessment of the error propagation into hydrologic response. *Water Resources Research*, 42(8). <https://doi.org/10.1029/2005WR004398>
- Khan, S. I., Hong, Y., Vergara, H. J., Gourley, J. J., Brakenridge, G. R., De Groeve, T. y Yong, B. (2012). Microwave Satellite Data for Hydrologic Modeling in Ungauged Basins. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 9(4), 663–667. <https://doi.org/10.1109/lgrs.2011.2177807>
- Le, M.-H., Lakshmi, V., Bolten, J. y Bui, D. D. (2020). Adequacy of Satellite-derived Precipitation Estimate for Hydrological modeling in Vietnam Basins. *Journal of Hydrology*, 586(124820). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124820>
- Leopold, L. B. y Maddock, T. (1953). *The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications*, 252. United States Government Printing Office. <https://doi.org/10.3133/pp252>
- Maggioni, V. y Massari, C. (2018). On the performance of satellite precipitation products in riverine flood modeling: A review. *Journal of Hydrology*, 558, 214–224. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.039>
- Mararakanye, N., Le Roux, J. J. y Franke, A. C. (2020). Using satellite-based weather data as input to SWAT in a data poor catchment. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 117(102871). <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102871>
- Marinho Filho, G. M., Andrade, R. S., Zukowski, J. C. y Magalhães, L. L. (2012). Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. *Revista de Ciências Ambientais*, 6(2), 35–47. <https://revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/268>
- Mazzoleni, M., Brandimarte, L. y Amaranto, A. (2019). Evaluating precipitation datasets for large-scale distributed hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 578(124076). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124076>

- Nguyen, P., Ombadi, M., Gorooh, V. A., Shearer, E. J., Sadeghi, M., Sorooshian, S., Hsu, K., Bolvin, D. y Ralph, M. F. (2020). PERSIANN Dynamic Infrared–Rain rate (PDIR-Now): A near-real-time, quasi-global satellite precipitation dataset. *Journal of Hydrometeorology*, 21(12), 2893-2906. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-20-0177.1>
- Nguyen, P., Shearer, E. J., Tran, H., Ombadi, M., Hayatbini, N., Palacios, T., Huynh, P., Braithwaite, D., Updegraff, G., Hsu, K., Kuligowski, B., Logan, W. S. y Sorooshian, S. (2019). The CHRS Data Portal, an easily accessible public repository for PERSIANN global satellite precipitation data. *Nature Scientific Data*, 6(180296). <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.296>
- Odusanya, A. E., Mehdi, B., Schürz, C., Oke, A. O., Awokola, O. S., Awomeso, J. A., Adejuwon, J. O. y Schulz, K. (2019). Multi-site calibration and validation of SWAT with satellite-based evapotranspiration in a data-sparse catchment in southwestern Nigeria. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(2), 1113-1144. <https://doi.org/10.5194/hess-23-1113-2019>
- Olaya Ferrero, V. (2004). *Hidrología computacional y modelos digitales de terreno: teoría, práctica y filosofía de una nueva forma de análisis hidrológico*. <https://drive.google.com/file/d/1BcsUoJY0gARbWw1JgBf-zHhxA3p6YzJz/view?pli=1>
- Pachecoy, V. L., Jarsún, B., Espil, H. O., Zamora, E. M. y Tassile, J. L. (s.f.) *Hoja 3366-6, Santa Rosa de Calamuchita. Cartas de Suelos de Córdoba*. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Universidad Nacional de Córdoba. <https://suelos.cba.gov.ar/SANTAROSA/index.html>
- Pan, M., Li, H. y Wood, E. (2010). Assessing the skill of satellite-based precipitation estimates in hydrologic applications. *Water Resources Research*, 46(9). <https://doi.org/10.1029/2009wr008290>
- Radice, S., Arangue, J., Fagiano, M. R. y Pinotti, L. P. y Cristofolini, E. A. (2012). Análisis petrológico estructural del basamento encajonante del Batolito Cerro Áspero, Sierra de Comechingones, Córdoba. *Serie correlación geológica*, 28(2), 9-22. <https://www.insugeo.org.ar/publicaciones/docs/scg-28-2-01.pdf>
- Rosenqvist, A., Shimada, M., Ito, N. y Watanabe, M. (2007). ALOS PALSAR: A pathfinder mission for global-scale monitoring of the environment. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45(11), 3307-3316. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2007.901027>
- Rozante, J. R., Moreira, D. S., de Goncalves, L. G. y Vila, D. A. (2010). Combining TRMM and surface observations of precipitation: technique and validation over South America. *Weather and forecasting*, 25(3), 885-894. <https://doi.org/10.1175/2010WAF2222325.1>
- Saha, S., Moorthi, S., Pan, H., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., Behringer, D., Liu, H., Stokes, D., Grumbine, R., Gayno, G., Wang, J., Hou, Y., Chuang, H., Juang, H. H., Sela, J., Iredell, M., Treadon, R., Kleist, D., Van Delst, P., Keyser, D., Derber, J., Ek, M., Meng, J., Wei, H., Yang, R., Lord, S., van den Dool, H., Kumar, A., Wang, W., Long, C., Chelliah, M., Xue, Y., Huang, B., Schemm, J., Ebisuzaki, W., Lin, R., Xie, P., Chen, M., Zhou, S., Higgins, W., Zou, C., Liu, Q., Chen, Y., Han, Y., Cucurull, L., Reynolds, R. W., Rutledge, G. y Goldberg, M. (2010). The NCEP Climate Forecast System Reanalysis, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), 1015-1058. <https://doi.org/10.1175/2010BAMS3001.1>
- Singh, V. P. (Ed.). (1995). *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications.
- Tobin, K. J. y Bennett, M. E. (2010). Adjusting Satellite Precipitation Data to Facilitate Hydrologic Modeling. *Journal of Hydrometeorology*, 11(4), 966-978. <https://doi.org/10.1175/2010jhm1206.1>
- Tolson, B. A. y Shoemaker C. A. (2007). Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration, *Water Resources Research*, 43(1). <https://doi.org/10.1029/2005WR004723>
- Tong, K., Su, F., Yang, D. y Hao, Z. (2014). Evaluation of satellite precipitation retrievals and their potential utilities in hydrologic modeling over the Tibetan Plateau. *Journal of Hydrology*, 519(Part A), pp. 423-437. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.07.044>
- Tucci, C. E. M. (2005). *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Editora da UFRGS.
- Van Zyl, J. J. (2001). The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM): a breakthrough in remote sensing of topography. *Acta astronautica*, 48(5-12), 559-565. [https://doi.org/10.1016/S0094-5765\(01\)00020-0](https://doi.org/10.1016/S0094-5765(01)00020-0)
- Vieux, B. E. (2004). *Distributed Hydrologic Modeling Using GIS*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/1-4020-2460-6>
- Wang, W., Sun, L., Cai, Y., Yi, Y., Yang, W. y Yang, Z. (2020). Evaluation of multi-source precipitation data in a watershed with complex

topography based on distributed hydrological modeling. *River Research and Applications*, 37(8), 1115–1133, <https://doi.org/10.1002/rra.3681>

Weber, J. F. y Baigorri Ocampo, S. (2019). Calibración del modelo hidrológico SWAT para una cuenca de la región serrana de Córdoba (Argentina). *Aqua-LAC*, 11(1), 34-54. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2019-v11-1-03>

Tipo de Publicación: ARTÍCULO.

Trabajo recibido el 04/07/2024, aprobado para su publicación el 19/09/2024 y publicado el 20/11/2024.

COMO CITAR

Weber, J. F. y Jaeggi, M. G. (2024). Modelado hidrológico distribuido de la cuenca del río Grande (Córdoba, Argentina) en base a datos de precipitación derivados de satélites. *Cuadernos del CURIHAM*, 30. e06. <https://doi.org/10.35305/curiham.v30i.e06>

ROLES DE AUTORÍA

JW realizó el proceso de investigación, recopilación de datos, análisis, conceptualización y preparó, creó y redactó el trabajo. MJ llevó a cabo la recolección, análisis e interpretación de los datos de la geometría hidráulica; y colaboró en la revisión del trabajo. Ambos aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS DE LIBERACIÓN DE ARSÉNICO EN LA CUENCA DEL ARROYO CLAROMECÓ, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

ARSENIC-REALISING HYDROGEOCHEMICAL PROCESSES IN THE CLAROMECÓ CREEK BASIN, BUENOS AIRES PROVINCE, ARGENTINA

Matías Maino ⁽¹⁾, Sebastián Dietrich ⁽²⁾, Greta Ríos ⁽³⁾ y Pablo Weinzettel ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Eduardo Jorge Usunoff”. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Azul, Buenos Aires

e-mail: matiasmaino@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-4034-8082>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Eduardo Jorge Usunoff”. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Azul, Buenos Aires

e-mail: sebadietich@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7937-4061>

⁽³⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Eduardo Jorge Usunoff”. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Azul, Buenos Aires

e-mail: gretarios@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-1836-9147>

⁽⁴⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Eduardo Jorge Usunoff”. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Azul, Buenos Aires

e-mail: paw@ihlla.org.ar. ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-9816-0082>

RESUMEN

Se realizó un estudio hidrogeoquímico regional en la cuenca del Arroyo Claromecó, Provincia de Buenos Aires. Esta región se caracteriza por la presencia de aguas subterráneas con concentraciones de arsénico (As) que exceden, incluso, el límite provincial de 50 ppb establecido por la ley 11820. A partir de análisis químicos de las muestras tomadas a lo largo de toda la cuenca del acuífero Pampeano, se interpretaron los principales procesos hidrogeoquímicos actuantes. Dicha interpretación se realizó a partir de diferentes gráficos bivariados complementados con análisis multivariados, de lo cual se desprendió la siguiente agrupación de muestras: el grupo 1 quedó conformado por aquellas muestras con bajas concentraciones de As, mientras que el grupo 2 se caracteriza por altas concentraciones de As, altos pH pero bajos valores de Na^+ y HCO_3^- . Finalmente, el grupo 3 también presenta altas concentraciones de As, acompañado de altos niveles de Na^+ y HCO_3^- , pero bajos pH. Se interpretó que los principales procesos que intervienen en la liberación de As son el efecto de contra-ion, la desorción competitiva con HCO_3^- y la fuerza iónica. Estos procesos actúan de manera desigual en las diferentes partes de la cuenca pero en forma simultánea, lo que sigue confirmando la complejidad de la movilidad del As en el agua subterránea del acuífero Pampeano.

Palabras clave: Acuífero Pampeano, Efecto de Contra-ion, Desorción Competitiva con HCO_3^- , Fuerza Iónica, Loess.

ABSTRACT

A hydrogeochemical study was performed in the Claromecó Creek basin, Buenos Aires province. This region is featured by groundwaters with arsenic (As) concentrations that exceed the allowed provincial limit of 50 ppb. Based on the chemical analysis of samples distributed all along the basin and extracted from shallowest Pampean aquifer, the main hydrogeochemical processes were addressed. Such processes were interpreted mainly from bivariate plots and multivariate analysis. Samples were divided into three groups. Group 1 is the one with the lowest concentrations of As whereas group 2 is characterized by high As concentrations, high pH and low concentrations of Na^+ and HCO_3^- . Finally, group 3 also presents high As contents but lower pH and high values of Na^+ and HCO_3^- . The processes that promote the release of As from the sediments in this aquifers were interpreted as the counter-ion effect, the competitive desorption by HCO_3^- and the ionic strength. These processes act with different intensity in different parts of the basin but simultaneously. This fact confirms the complexity of studying As release in this type of environment.

Keywords: Pampean Aquifer, Counter-ion Effect, Competitive Desorption by HCO_3^- , Ionic Strength, Loess.

INTRODUCCIÓN

El consumo de agua con altos tenores de arsénico (As) en forma crónica es una problemática de salud que afecta a millones de personas en todo el mundo (Bundschuh et al., 2020). Argentina no está exenta de dicha problemática, y ya en el año 1918, el Dr. Ayerza (Ayerza, 1918) daba la primera descripción detallada de la enfermedad que denominó hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que se producía como consecuencia de la ingesta prolongada de aguas con altas concentraciones de As. A partir de allí, el tema ha cobrado una gran relevancia y ha sido abordado desde enfoques muy diversos lo que se refleja en la gran cantidad de artículos e informes [por ejemplo, Litter et al. (2019) y las citas dentro del mismo]. Diferentes investigaciones han estimado que el número total de personas potencialmente afectadas en Argentina es de aproximadamente 3.4 millones de habitantes (Podgorski y Berg, 2020). En particular, la llanura Chaco-pampeana, cuya extensión es de 1106 km², concentra prácticamente la totalidad de estos potenciales afectados, dado que los acuíferos presentan concentraciones de As que, en muchos casos, superan los 50 µg/l (Bundschuh et al., 2012, entre otros). La ingesta crónica del As puede traer asociadas diferentes problemáticas, entre las cuales se han reportado diferentes tipos de cáncer, particularmente el de pulmón (Bardach et al., 2015).

Desde el punto de vista geoquímico, cabe destacar el trabajo de Nicolli et al. (1989), como uno de los primeros en intentar dilucidar el origen del As y también del flúor (F) en el acuífero Pampeano del sur de Córdoba a partir del estudio de la composición elemental de los sedimentos, discriminando incluso el vidrio volcánico. No obstante, la comprensión de la distribución del As en el agua subterránea y los procesos actuantes no está del todo resuelta, debido a la compleja interacción entre los diferentes procesos hidrogeoquímicos que intervienen, sumado a las condiciones locales, muchas veces difíciles de determinar [por ejemplo, Blanco et al. (2012), entre muchos otros].

Además del vidrio volcánico como término fuente, existen otros minerales presentes en el loess cuya disolución también podría poner al As en solución. Entre ellos pueden nombrarse algunos minerales máficos (Blanco et al., 2006; Blanco et al., 2012; Vital et al., 2018) y, en menor medida, la fluorapatita (García et al., 2014). Además, los horizontes petrocálcicos también podrían ser potenciales términos fuentes de As, a juzgar por los hallazgos de Limbozzi (2011), Giménez et al. (2013), Puccia et al.

(2015), Vital et al. (2019) y Cacciabue et al. (2022).

Por otro lado, los procesos hidrogeoquímicos que ocurren en la superficie de algunos minerales son de especial importancia para la movilidad de este ion. Entre ellos se destacan la movilización por efecto de contra-ion (Scanlon et al., 2009; Raychowdhury et al., 2014), la desorción competitiva de As con el ion bicarbonato (Appelo et al., 2002; Bhattacharya et al., 2006; Scanlon et al., 2009), los cambios en las condiciones de pH (Smedley y Kinniburgh, 2002; Smedley et al., 2005; Bhattacharya et al., 2006) y la liberación impulsada por el aumento de la fuerza iónica, asociada a la salinización (Raychowdhury, 2014; Nicolli et al., 2012). Este último fenómeno se ve potenciado en aguas con mayor tiempo de flujo, típicas de las zonas de descarga (Blanco et al., 2006).

El efecto de contra-ion ha sido estudiado en experimentos de laboratorio por Masue et al. (2007), quienes demostraron que la adsorción de As sobre óxidos metálicos, particularmente de hierro (Fe) y aluminio (Al), puede disminuir drásticamente en agua casi neutra a alcalina, al sustituir la solución de CaCl₂ por una solución de NaCl. Este fenómeno ocurre debido a la reducción en las cargas superficiales positivas en los óxidos metálicos hidrosolubles, cuando el Ca bivalente es reemplazado por el Na monovalente. Como resultado una superficie con mayor concentración de Na monovalente, tiene una menor capacidad de adsorción al arseniato, que está cargado negativamente. Este efecto puede deducirse a partir de una relación lineal positiva entre el As en solución y la relación $\text{Na}/(\text{Ca})^{\frac{1}{2}}$.

El ion bicarbonato, por su parte, puede formar complejos en la superficie de los hidróxidos de Fe presentes en el loess y sustituir al As de la superficie de los mismos, resultando en su liberación al agua (Appelo et al., 2002; Anawar et al., 2003).

El pH juega un rol preponderante en los mecanismos de adsorción y desorción del As, ya que en distintas condiciones varían las concentraciones de protones (H⁺) o de grupos oxidrilos (OH⁻), los cuales cambian la polaridad de las superficies de los sólidos, a partir del punto de carga cero. El aumento del pH favorece la desorción del arsénico, ya que las superficies se cargan negativamente (OH⁻), lo que disminuye la interacción con las especies de arsénico cargadas negativamente (Stollenwerk, 2003).

El último proceso está relacionado con la disminución de la adsorción de los complejos de esfera externa

debido al aumento de la fuerza iónica, lo que resulta en la liberación de As (Sposito, 2008; Nicolli et al., 2012; Raychowdhury et al., 2014; Scanlon et al., 2009). En muchos casos, este efecto se asocia a las zonas de cuenca baja, donde las aguas han recorrido mayores distancias e incorporado una mayor concentración de iones. Este fenómeno se ve acentuado en ambientes típicos de la llanura Chaco-Pampeana, donde se dan cuencas de baja pendiente y con drenaje deficiente, lo que promueve tiempos de residencia más largos, favoreciendo las reacciones de agua-sedimento, y, en consecuencia, la concentración de As.

De lo anterior se desprende que la movilidad del As en las aguas subterráneas está gobernada por la interacción de diferentes procesos hidrogeoquímicos. Esto hace que el problema del As resulte sumamente complejo y que todavía sea difícil predecir su distribución, especialmente de cara a su extracción destinada a las aguas de consumo.

OBJETIVOS

El presente trabajo se llevó a cabo en la cuenca del Arroyo Claromecó que se encuentra emplazada en la parte sur de la llanura Chaco-Pampeana, en la provincia de Buenos Aires. Para esta zona, numerosos estudios han reportado concentraciones elevadas de As en el agua subterránea del acuífero Pampeano (Weinzettel et al., 2005; Varni et al., 2006; Sierra, 2019; Sosa et al., 2019; Cacciabue et al., 2022). En este estudio se aborda la movilidad del As desde una perspectiva que involucra el entendimiento de los procesos hidrogeoquímicos que llevan a su liberación desde los sedimentos. El sitio elegido puede considerarse como representativo de la llanura pampeana, de modo tal, que el entendimiento que se logre podría ser extrapolable a otros sitios de esta región, considerando, por supuesto, las heterogeneidades locales que pudieran existir en cada caso. El objetivo último de este tipo de estudios es garantizar el suministro de agua segura para la población, en un contexto de demanda creciente y cambio climático.

METODOLOGÍA

Sitio de estudio

El sitio de estudio se muestra en la Figura 1. Regionalmente, se encuentra emplazada en el Positivo Bonaerense (Yrigoyen, 1975) dentro de la Llanura

Interserrana, comprendida entre las provincias geológicas de Tandilia y Ventania (Rolleri, 1975). La llanura interserrana abarca la totalidad del sector denominado Pampa Interserrana (Frenguelli, 1950), la cual incluye las áreas pedemontanas serranas de Ventania y el piedemonte sudoccidental de Tandilia. La cuenca comienza en un alto topográfico llamado Pampa de Juárez o Llanura Interpuesta (García Martínez et al., 2008) y se extiende 130 km hacia el SSE cubriendo una superficie de 3017.18 km² y un perímetro de 285 km (Carbone y Píccolo, 2002), con cotas máximas de 200 msnm.

El basamento cristalino se encuentra conformado por sedimentitas neopaleozoicas de la Fm. Las Tunas, correspondientes al Sistema de Ventania, encontrándose algunos afloramientos en las cercanías de Lumb, Gonzales Chavez, Mariano Roldán y De La Garma (Furque, 1973; Llambías y Prozzi, 1975).

Sobre el basamento se distingue una cobertura sedimentaria compuesta por sedimentos del Neógeno, que incluyen la Fm. Olivos (Camacho, 1967) y la Fm. Paraná (Frenguelli, 1950). También se encuentra la Fm. Barker y la Fm. Vela (Rabassa, 1973) correlacionables con los sedimentos Pampeanos, descritos para la cuenca del Salado (Fidalgo et al., 1983; Gualde et al., 2024). Además, se identifican la Fm. Las Animas y la Fm. Tandileifú (Rabassa, 1973) atribuibles a los sedimentos Post-Pampeanos (Fidalgo et al., 1983). Las Fm. Olivos y Paraná no están presentes en toda la cuenca; al norte de la ciudad de Tres Arroyos, su presencia es mínima o inexistente. En esta área, los Sedimentos Pampeanos se apoyan directamente sobre el basamento constituido por rocas paleozoicas (Weinzettel et al., 2005).

La Fm. Barker yace sobre el basamento y se puede identificar tanto en zonas de divisoria como en los valles fluviales. En las divisorias está compuesta por limolitas castaño rojizas, con abundante carbonato de calcio correspondiente a facies fluviales proximales de tipo fanglomerádicas. Las áreas fluviales están compuestas por psefitas fanglomerádicas con matriz limosa de color castaño rojizo, siendo en algunos sectores psamitas castaño amarillentas. La Fm. Vela está constituida por limolitas castaño claro con altos contenidos de carbonato (Rabasa, 1973; Sosa et al., 2019).

La Fm. Las Animas constituye un manto continuo de loess que cubre por lo general todas las formaciones anteriores, compuesto por limos castaño amarillento

masivo, con alto contenido de carbonatos. Por último, la Fm. Tandileufú está restringida a los valles fluviales, y dividida en un miembro inferior, arenoso sabulítico de color castaño con rodados del basamento, y un miembro superior, limo-arcilloso de coloración verde a gris verdoso con impregnaciones ferruginosas (Rabasa, 1973).

Las formaciones correlacionables a los sedimentos Pampeanos y Post Pampeanos (Neógenos-Cuaternarios), en los cuáles se centra este trabajo, contienen a los principales acuíferos del sector (Blanco et al., 2012), los que alcanzan un espesor aproximado de 120 metros, estimado a través de geofísica y perforaciones antiguas, estas últimas formando parte de la red de abastecimiento a la ciudad de Tres Arroyos (Weinzettel et al., 2005).

Como se mencionó anteriormente, las Fm. Barker y Vela, conforman los depósitos atribuibles a la Fm. Pampeano (Gualde et al., 2024), también conocidos como “loess pampeano”, la cual Fidalgo et al. (1986) describen como partículas de tamaño limo, generalmente manifestando una estructura de apariencia masiva, aunque localmente pueden presentar estratificación. En su conjunto conforman el acuífero Pampeano, de carácter multicapa debido a la intercalación de zonas permeables con capas de menor permeabilidad. Las mismas otorgan características de semiconfinamiento, que aumenta con la profundidad.

Respecto a la geoquímica de los sedimentos que conforman el acuífero en este sector, Sosa et al. (2019) observan que las concentraciones más altas de As se encuentran en los depósitos Cuaternarios, atribuyendo un papel fundamental a los procesos depositacionales y posdepositacionales en la distribución del As. En cuanto a los procesos depositacionales, se observan mayores concentraciones en los sedimentos Cuaternarios en comparación con los sedimentos Neógenos. Además, dentro de los depósitos Cuaternarios, se distinguen los suelos o paleosuelos hidromórficos, que presentan concentraciones más elevadas en comparación con los fluvio-eólicos. Por su parte, los procesos posdepositacionales, se mencionan como importantes para la concentración de As, la disolución de vidrio volcánico y óxidos de hierro, además de los procesos de desorción-adsorción que ocurren sobre estos últimos. En línea con estas observaciones, el análisis geomorfológico realizado por Sierra et al. (2018) determinó que los sectores de lomadas calcretizadas (sedimentos Neógenos) muestran, en general,

menores concentraciones de As en comparación con las planicies de inundación cuaternarias.

La importancia del estudio de As en esta región radica en el hecho de que la cobertura de la demanda total de agua destinada a la agricultura y consumo humano en la región se realiza a partir de la explotación del acuífero Pampeano, el cual, como ya se ha mencionado, se caracteriza por presentar concentraciones elevadas de elementos traza, tales como As y F. Además, la distribución errática del As dificulta aún más las tareas de exploración y extracción de aguas con bajos niveles de As. Dicha realidad ha sido documentada por varios estudios, como los de Weinzettel et al. (2005), Varni et al. (2006), y Sosa et al. (2019).

En cuanto a la hidrodinámica regional, el agua subterránea se mueve con dirección norte-sur, y su recarga está ligada a la infiltración a través del suelo y la zona no saturada (Varni et al., 2006). De acuerdo al gradiente hidráulico, obtenido a partir de mediciones de nivel en pozos que alumbran agua desde la porción más somera del acuífero Pampeano, es posible identificar dos zonas: la zona superior o “cuenca alta”, que comienza en la zona de la pampa de Juárez, la cual está caracterizada por un gradiente hidráulico de 1.7×10^{-3} y por líneas de flujo divergentes, debido al bajo encauzamiento de los cursos. A partir de la isopieza de 170 msnm, el flujo es convergente y partir de la isopieza de 150 msnm se produce un aumento del gradiente que alcanza los 2.0×10^{-3} . Este cambio en el comportamiento hidráulico estaría dado por un lineamiento con sentido Este-Oeste (Carbone y Píccolo, 2002; Marini y Piccolo, 2005; Martínez et al., 2011) que genera un cambio geomorfológico (lomadas con dirección Este-Oeste) y también geológico, dado que, hacia el norte de dicho lineamiento, los depósitos “Terciarios” marinos no han sido registrados (Weinzettel y Varni, 2007, Sosa et al., 2019). Por otro lado, la zona inferior o “cuenca baja” vuelve a mostrar una disminución del gradiente hacia la desembocadura, el cual es de 1.8×10^{-3} . Se observa, además, un patrón paralelo de los niveles piezométricos, lo cual es característico de las cuencas en zona de llanuras debido a la baja pendiente del terreno.

A los fines de este estudio, se tomarán como límites los establecidos para la cuenca superficial del Arroyo Claromecó (Figura 1). La cuenca alta quedaría comprendida entre la localidad de Benito Juárez (no mostrada en el mapa) y la de Tres Arroyos, mientras que la cuenca baja se extendería

desde el límite inferior de la ciudad de Tres Arroyos hasta el Mar Argentino. Esta división será utilizada para la separación de las muestras de los pozos y se

basa en el comportamiento hidrodinámico de los flujos subterráneos, como fue descripto en el párrafo anterior.

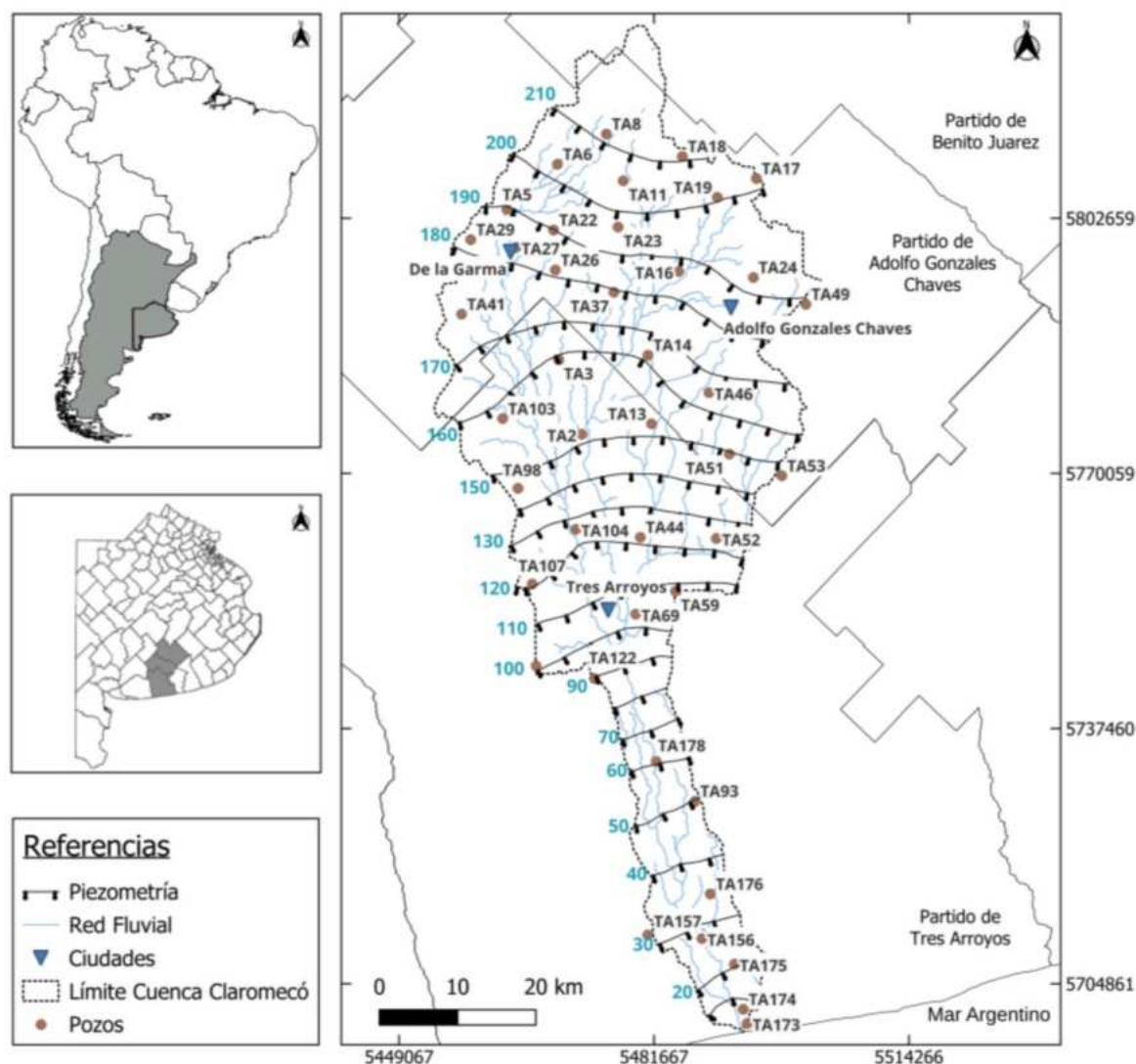


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, niveles piezométricos correspondientes al acuífero Pampeano (acuifero libre) y pozos relevados.

Recolección de muestras y análisis químicos

Para realizar el análisis hidrogeoquímico regional, con un enfoque en los procesos que controlan la movilidad del As, se utilizó un censo regional realizado en el año 2006 en pozos domiciliarios y/o molinos, cuyas profundidades oscilan entre los 7 y 20 m. Las muestras obtenidas fueron sometidas a análisis químicos, con el propósito de conocer la composición química de los elementos mayoritarios y también de As y F. Para el presente estudio, se seleccionaron 42 pozos distribuidos uniformemente entre cuenca alta y

cuenca baja. Por otro lado, y de modo de asegurar la representatividad de cada muestra, y previo a la toma de las mismas, se procedió a bombear tres veces el volumen de agua en el pozo controlando, además, la estabilización de los parámetros físico-químicos de campo pH, conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T). Luego, las muestras fueron analizadas en el laboratorio de aguas del Instituto de Hidrología de Llanuras “Eduardo Jorge Usunoff” (IHLLA) para la determinación de los iones mayoritarios calcio (Ca^{+2}), sodio (Na^{+}), potasio (K^{+}), magnesio (Mg^{+2}), sulfato (SO_4^{-2}), bicarbonato

(HCO_3^-), cloruro (Cl^-), nitrato (NO_3^-), junto con arsénico (As) y fluoruro (F^-). La fiabilidad de los datos fue asegurada a partir del balance iónico [ecuación (1) de cálculo de error de balance de iones (Custodio y Llamas, 1976)] utilizando software EASY_QUIM v5.0 (Vazquez-Suñé y Serrano-Juan, 2013). Sólo fueron consideradas las muestras con errores de balance iónico menores al 20%.

$$\text{Error (\%)} = 200 \left(\frac{\sum \text{cat} - \sum \text{an}}{\sum \text{cat} + \sum \text{an}} \right) \quad (1)$$

donde: cat es la concentración en meq/l de los cationes, y an es la concentración en meq/l de los aniones. Cálculo de error de balance de iones (Custodio y Llamas, 1976).

Clasificación preliminar de datos

En primer lugar, se dividieron las muestras en pertenecientes a cuenca alta y baja, según fuera definido anteriormente. Una segunda división pretendía basarse en el límite máximo de As permitido para el agua de consumo humano de acuerdo a las normativas del Código Alimentario Argentino (CAA), cuyo valor es de 10 $\mu\text{g/l}$. Sin embargo, dado que el 95% de las muestras exceden dicho límite, se optó por considerar el límite establecido en la ley provincial 11820 de 50 $\mu\text{g/l}$.

A partir de aquí, se aplicaron diversas metodologías hidroquímicas y estadísticas utilizando los parámetros físico-químicos y las concentraciones de los iones mayoritarios para identificar los principales procesos que podrían estar condicionando las altas concentraciones de As en los diferentes sectores de la cuenca.

Entre las herramientas hidroquímicas, se emplearon dos ampliamente reconocidas en la caracterización de aguas subterráneas como son el diagrama de Piper y el de Stiff. El diagrama de Piper es una representación gráfica que facilita la clasificación de las aguas subterráneas en función de la composición química relativa de sus iones principales. Esta representación triangular permite una visualización efectiva de la hidroquímica del agua subterránea, identificando las proporciones de los distintos iones y permitiendo discernir entre diferentes tipos de aguas. Para realizarlo se utilizó el software gratuito Diagrammes® (Simler, 2009). Por otro lado, se utilizó el diagrama de Stiff, el cuál proporciona una representación visual de la composición iónica de las muestras distribuidas en el espacio. En este caso, se

utilizó el software EASY_QUIM v5.0 (Vazquez-Suñé y Serrano-Juan, 2013), el cual permite obtener los datos georreferenciados, para poder ubicar los resultados espacialmente en la cuenca.

Análisis bivariado de datos

Seguidamente, se realizó el análisis bivariado entre diferentes iones mayoritarios, As, F^- , pH, CE, sólidos disueltos totales (SDT), efecto de contra-ion [expresado como $\text{Na}/(\text{Ca})^{\frac{1}{2}}$] y exceso de Na^+ , con el fin de analizar el grado de relación entre las variables, realizar agrupación de pozos y deducir posibles procesos químicos que estarían actuando en la cuenca, principalmente relacionados a la concentración del As.

Análisis multivariado de datos

Se aplicó la técnica multivariada de análisis de componentes principales (PCA) para la creación de correlaciones entre los parámetros químicos (Cloutier et al., 2008). Como es sabido, el PCA es una técnica que tiene como objetivo principal la reducción de la dimensionalidad de los datos, permitiendo la identificación de patrones y asociaciones entre variables. Para ello, se transforman las variables originales en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas llamadas componentes principales que resultan ser una combinación lineal de las variables originales, las cuales se ordenan en función de la varianza explicada. Para el cálculo se utilizó el lenguaje de programación R y las bibliotecas library "FactoMineR" (Lê et al., 2008) y library "Factoextra" (Kassambra y Mundt, 2020). Se partió de una tabla que constaba de 42 observaciones (pozos muestreados) y 18 variables, dentro de las cuales se incluyeron a los iones mayoritarios, NO_3^- , As, F^- , SDT, CE, pH, efecto de contra-ion $\text{Na}/(\text{Ca})^{\frac{1}{2}}$ e índices de solubilidad de la calcita, dolomita, yeso y fluorita. Luego se realizó una normalización y estandarización de las variables, para eliminar sesgos y garantizar que todas contribuyan de manera equitativa al análisis. Como resultado, se obtuvieron las nuevas matrices de autovalores y autovectores. Las componentes principales y las observaciones, ubicadas en base a sus nuevas coordenadas, se grafican en un gráfico conocido como biplot, donde es posible observar las relaciones entre cada observación, las variables originales y las componentes principales.

Por otro lado, se utilizó la metodología de Cluster para agrupar series de datos, y así verificar

estadísticamente aquellos grupos que habían sido definidos previamente. Consiste en identificar grupos de variables similares, procurando obtener la mayor homogeneidad posible dentro de cada clase. Para ello es necesario definir medidas de similitud, buscando las menores distancias entre observaciones. Para realizarlo se utilizó un código en R, en el cual también fue necesario instalar las bibliotecas “Cluster” (Maechler, 2018) y “Purrr” (Wickham y Henry, 2023). Como primera medida se estandarizaron los datos. A partir de dicha matriz se llevó a cabo el agrupamiento de los datos, con distintos métodos (promedio, simple, completo y Ward) hasta unirlos a todos en un único conglomerado, obteniendo nuevas matrices de distancia entre las observaciones (matriz cofenética) según el modo de agrupación utilizado. Para definir el método de agrupación más apropiado, se utilizó la correlación cofenética, para lo cual se obtuvieron dos vectores, uno a partir de la matriz cofenética y otro de la matriz original, para luego calcular el coeficiente de Pearson. El estadístico de Pearson más elevado indica el método que mejor está representando la matriz original. En este caso, el método de clasificación y agrupamiento de Ward resultó ser el más apropiado, que se caracteriza por su enfoque en la minimización de la varianza intra-cluster para formar nuevos grupos.

RESULTADOS

Análisis de la calidad de los datos

Los errores analíticos calculados se encontraron, en su totalidad, por debajo del 20%, presentando una media de -4.4% y un desvío estándar de 4.8%. Por su parte, sólo 3 muestras exceden el 10%, cuyos valores son -11.89%, -10.71% y -15.80%. Por lo tanto, los resultados de los análisis de laboratorio se consideran aceptables.

Análisis hidroquímico

Los diagramas de Stiff (Figura 2a) muestran las composiciones predominantes y su distribución espacial y revelan que hay tres clases mayoritarias. En la cuenca alta prevalecen en su mayoría las aguas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Na}$, aunque en algunos pozos se observan aguas de tipo $\text{HCO}_3\text{-Ca}$. En general, las muestras de la cuenca alta exhiben salinidades relativamente bajas en comparación con las de la cuenca baja. Hacia la

cuenca baja, se observa un cambio en la composición química predominante, con un aumento en la proporción de aguas del tipo Cl-Na . Dentro de este último grupo se puede observar un subgrupo (pozos TA16, TA156 y TA93), que se caracteriza por la muy baja concentración de Ca. Otro punto a destacar es que, a pesar de la predominancia del ion Cl^- en la parte baja de la cuenca, el HCO_3^- continúa siendo un anión muy abundante en las muestras en toda la cuenca. Por último, se observa un ligero aumento en la concentración de SO_4^{2-} hacia el oeste, posiblemente relacionado con la disolución del yeso presente en la cuenca adyacente del río Quequén Salado (Mormeneo, 2005).

En concordancia con lo anterior, el diagrama de Piper (Figura 2b) muestra la evolución hidroquímica desde la cuenca alta hacia la cuenca baja, en la que se pasa de un tipo bicarbonatado sódico ($\text{HCO}_3\text{-Na}$) a un tipo clorurado sódico (Cl-Na). Se destaca en esta evolución el proceso de intercambio iónico, caracterizado por el incremento en la concentración de Na^+ en detrimento de la concentración de Ca^{2+} , lo que, a su vez, se relaciona con el aumento del tiempo de residencia. Además, el gráfico de aniones muestra el típico enriquecimiento en Cl hacia cuenca baja. En este sentido, aumentaría la concentración de NaCl en detrimento del CaCl_2 , favoreciendo al efecto de contra-ion (Scanlon et al., 2009; Raychowdhury et al., 2014) y, por consiguiente, al aumento de la concentración de As, como se verá más adelante.

Análisis bivariado

Se realizaron análisis bivariados entre los iones principales, junto con As y, F^- y el efecto de contra-ion. En primera instancia se observó una alta dependencia entre el HCO_3^- y el Na^+ y el As y el F^- , mostrando las correlaciones más elevadas con $R = 0.81$ y $R = 0.88$, respectivamente (Figura 3).

Por otro lado, los análisis bivariados entre el As y el Na^+ (Figura 4a), el As y efecto de contra-ion (Figura 4b), y el As y el HCO_3^- muestran igualmente buenas correspondencias, aunque ligeramente inferiores a las anteriores, siendo sus coeficientes R igual a 0.72, 0.76 y 0.62, respectivamente. En particular, en relación al efecto de contra-ion se observa que la dispersión aumenta respecto a la relación lineal para las muestras con mayores concentraciones de As. Esto estaría indicando la co-ocurrencia de otros procesos de liberación del As.

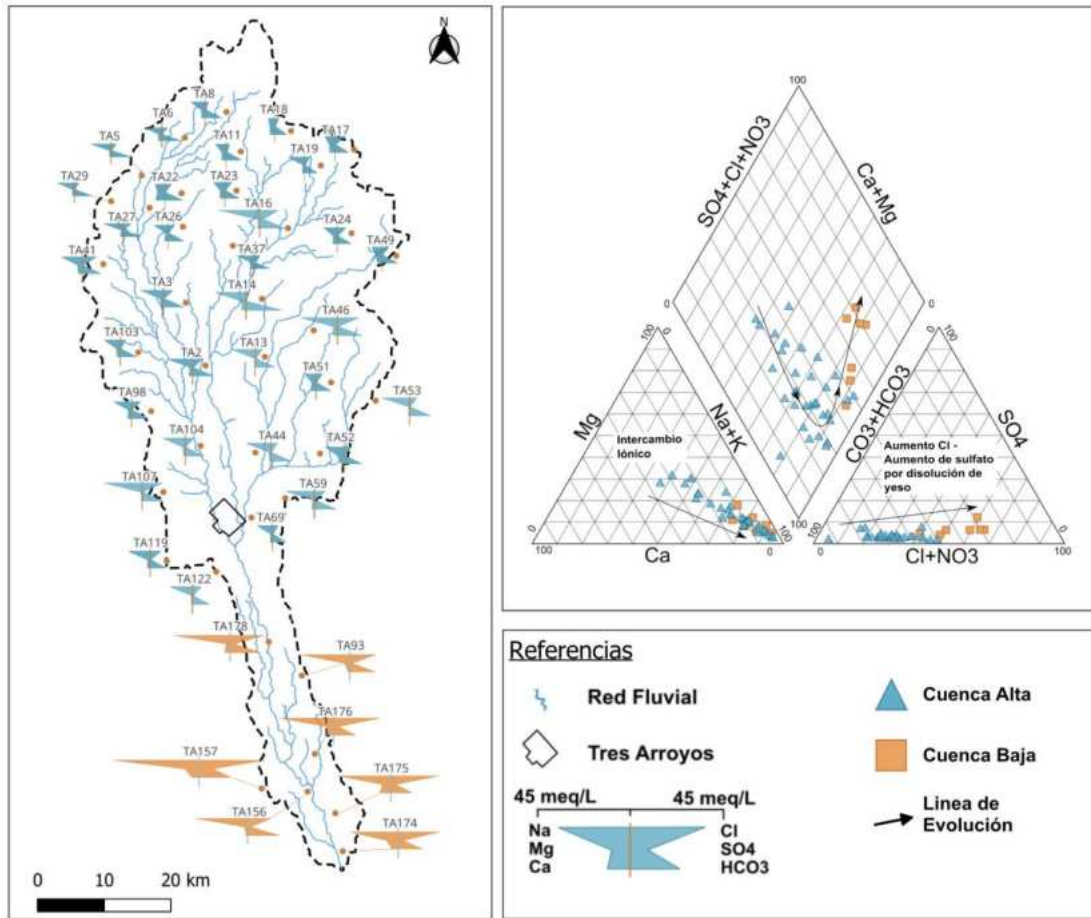


Figura 2. a) Diagramas de Stiff para cada muestra obtenida en pozos someros, dividido en colores según su distribución en cuenca alta (azul) y baja (naranja). b) Diagrama de Piper con las muestras discriminadas según cuenca alta (azul) y baja (naranja) y líneas de evolución química.

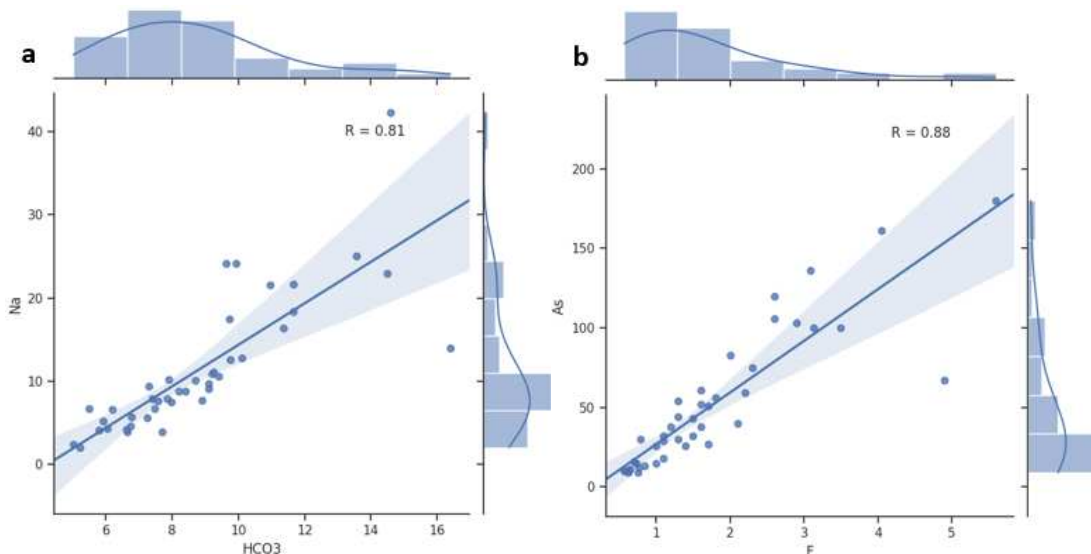


Figura 3. Gráficos de regresión lineal entre dos variables con sus intervalos de confianza. Además, se muestra la distribución de cada variable mediante los histogramas y sus curvas de densidad. a) Na y HCO₃ expresados como meq/l; b) As en ppb y F en ppm.

Al analizar las relaciones entre el pH y el Na^+ (Figura 4e) y entre pH y HCO_3^- (Figura 4f), se detectaron dependencias débiles debido a que las variables exhiben distribuciones asimétricas positivas bimodales, con una moda principal y una secundaria. Estas distribuciones bimodales para estos iones se diferencian del resto de las distribuciones de los iones principales. Finalmente, el As y pH presentan una correlación baja con $R = 0.30$ (Figura 4d).

De lo analizado hasta aquí, se realizó la segmentación de las muestras en tres grupos (Tabla 1). El primer grupo es aquel en el que la concentración de As es menor a $50 \mu\text{g/l}$, límite que rige para el agua potable en la provincia de Buenos Aires según la ley 11820. Este límite se relaciona, además, con el hecho de que las concentraciones con mayor frecuencia de datos se encuentran en torno a los $45 \mu\text{g/l}$, con una distribución asimétrica positiva. Los dos grupos restantes exhiben concentraciones de As por encima de este límite. El denominado grupo dos se caracteriza por tener elevados pH y baja concentración de Na^+ y HCO_3^- . Por el contrario, el grupo tres exhibe bajos valores de pH y niveles elevados de Na^+ y HCO_3^- . Lo que sigue es un resumen de las características principales de cada grupo:

Grupo 1 (G1): pozos con baja concentración de As ($\text{As} < 50 \mu\text{g/l}$).

Grupo 2 (G2): pozos con alta concentración de As ($\text{As} > 50 \mu\text{g/l}$) y con alto pH (promedio = 7.76), pero bajas concentraciones de Na^+ y HCO_3^- (promedio = 304 ppm; 580 ppm, respectivamente).

Grupo 3 (G3): pozos con altas concentraciones de As ($\text{As} > 50 \mu\text{g/l}$), Na^+ y HCO_3^- (promedio = 613 ppm; 744 ppm), pero un bajo pH (promedio = 7.48).

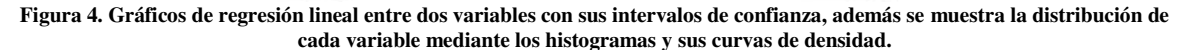
Tabla 1. Pozos pertenecientes a cada grupo.

Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
TA3, TA5, TA6, TA8, TA11, TA14, TA17, TA18, TA19, TA22, TA23, TA24, TA26, TA27, TA29, TA37, TA41, TA46, TA49, TA51, TA52, TA59, TA69, TA98, TA103, TA119, TA122, TA173	TA2, TA13, TA16, TA44, TA53, TA93, TA104, TA107	TA156, TA157, TA174, TA175, TA176, TA178

Los pozos pertenecientes al Grupo 1 se encuentran mayormente distribuidos en cuenca alta (Figura 5).

Por otro lado, los pozos del Grupo 2 se encuentran distribuidos arealmente en su mayoría en cuenca alta, con excepción de TA93 ubicado en cuenca baja. Estos pozos quedan bien discriminados por los contornos de pH elevados (Figura 5 y 6).

El Grupo 3 se ubica en su totalidad en cuenca baja. Los mapas de isoconcentraciones (Figura 5 y 6) revelan cómo los pozos con alta concentración de As, quedan circunscriptos a las elevadas ocurrencias del efecto de contra-ión, en correspondencia con las altas concentraciones de Na^+ en relación al Ca^{2+} . Además, se superpone con las concentraciones de HCO_3^- . Hay algunas excepciones donde se solapan estos parámetros que discriminan ambos grupos, donde estarían actuando más de un proceso en la liberación de As.



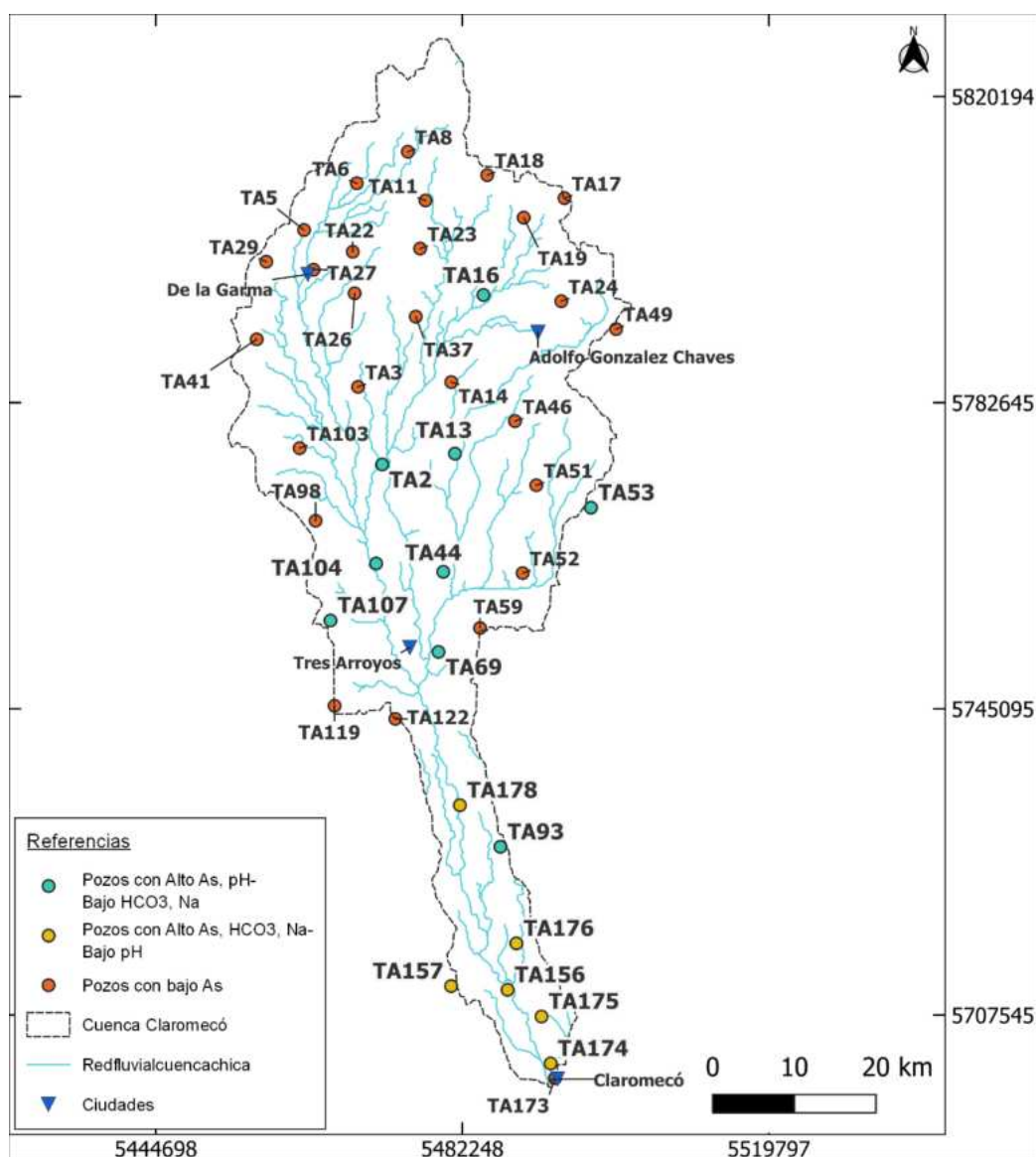


Figura 5. Mapa de la ubicación de los pozos, discriminados según los grupos definidos. G1: As < 50 ug/l. G2: As > 50 ug/l, alto pH y bajas concentraciones de Na^+ y HCO_3^- . G3: As > 50 ug/l, altas concentraciones de Na^+ y HCO_3^- y bajo pH.

Análisis multivariado

En la Figura 7 se muestra el resultado del análisis de componentes principales (PCA), en un gráfico conocido como biplot.

Además, la Tabla 2 muestra el porcentaje de la varianza explicada por cada una de las componentes principales.

Se destaca que las dos primeras lograron explicar el 72.5% de la varianza total, lo cual indica que la

reducción de variables mediante este método ha conservado de manera significativa la información esencial. La Dimensión 1, sobre el eje X (Figura 7), está representada en mayor medida por las variables SDT, CE, Cl^- , Na^+ , SO_4^{2-} y HCO_3^- , en orden decreciente de importancia. Por su parte, la Dimensión 2, se encuentra mayormente representada por pH, Ca^{2+} y Mg^{2+} . Los vectores de las variables varían de tamaño y de ángulo según la contribución a cada dimensión, a partir de la cual se puede asociar las observaciones y las variables a distintos procesos hidrogeoquímicos.

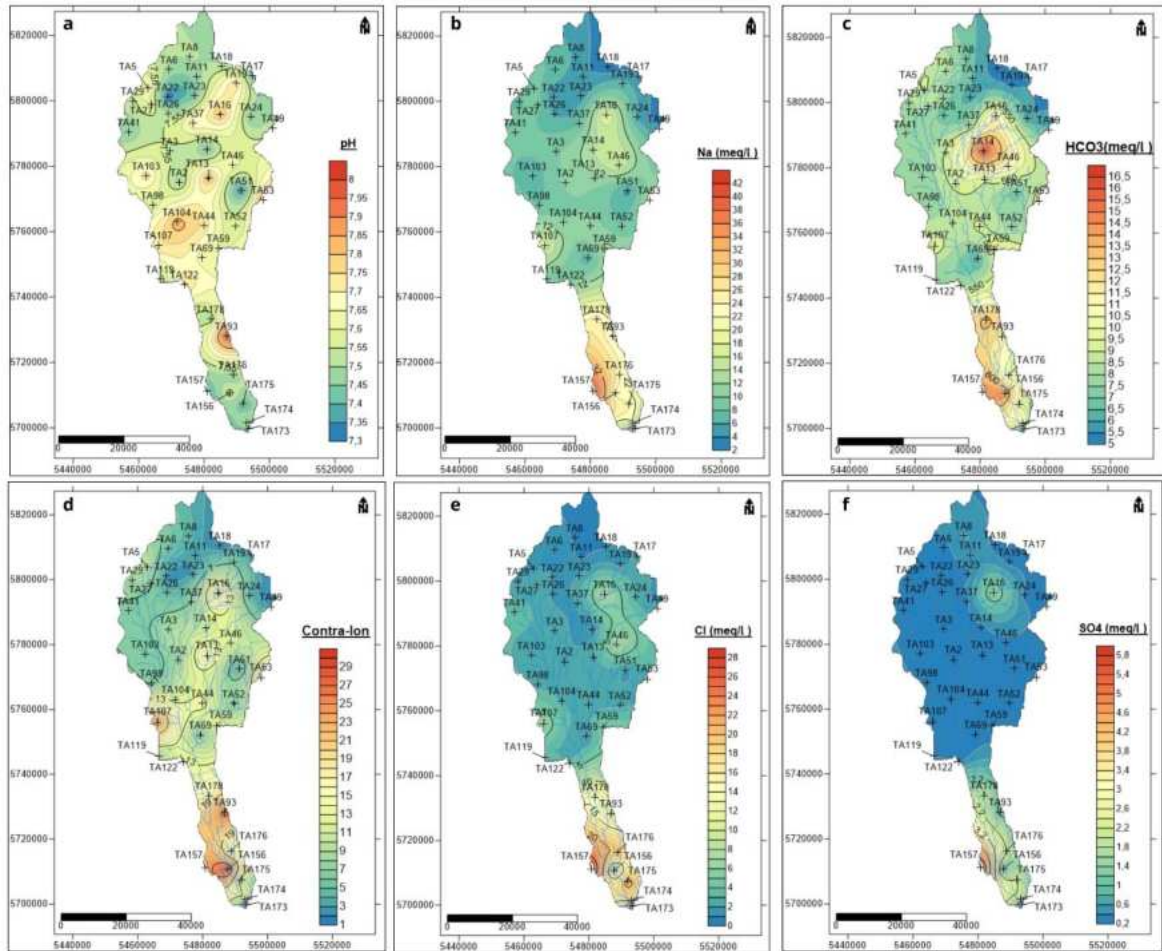


Figura 6. Distribución espacial de a) pH, b), Na⁺, c) HCO₃⁻, d) efecto de contra-ion, e) Cl⁻ y f), SO₄²⁻ en la zona de estudio.

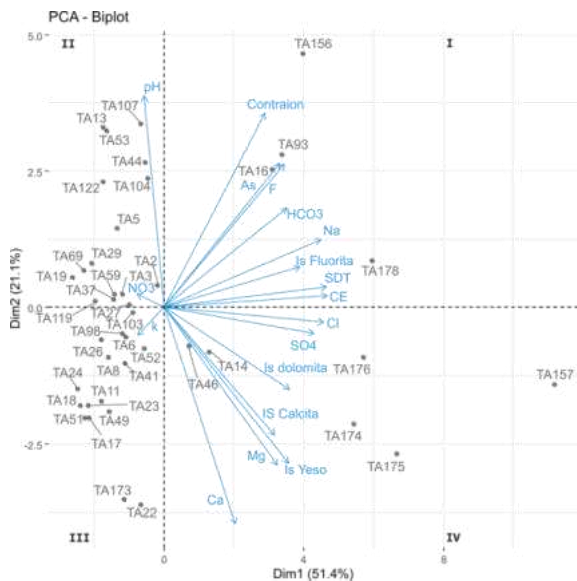


Figura 7. Gráfico biplot de las dos primeras dimensiones (autovectores), los vectores de las variables y la ubicación de las muestras en las nuevas coordenadas.

Tabla 2. Contribución de los diferentes autovectores (Dim) a la varianza de los datos.

	Dim.1	Dim.2	Dim.3
Varianza	9.247	3.794	1.356
%	51.373	21.076	7.535
Varianza acumulada	51.373	72.448	79.983

Las muestras con bajos tenores de As (G1), se encuentran en los cuadrantes II y III, opuestas a la dirección de la Dimensión 1, que se relaciona mayormente con la salinidad. Esto estaría indicando que esas muestras están poco mineralizadas y que se corresponden a pozos ubicados en la cuenca alta. Por el contrario, las muestras que se encuentran en los cuadrantes I y IV, en conjunto con la mayoría de los vectores, estarían indicando una mayor mineralización de las muestras. En particular, aquellas que se encuentran en el cuadrante IV, en el que se ubican las variables de Cl⁻, SO₄²⁻ y que tienen

una correlación importante con CE y SDT, corresponden a muestras de cuenca baja, las cuales podrían relacionarse a mezcla con aguas salinas o al aumento de la salinidad producto del mayor tiempo de tránsito.

Es posible también relacionar los grupos previamente discriminados con los resultados del PCA. Al respecto, se puede observar cómo los puntos con alto pH y bajas concentraciones de HCO_3^- y Na^+ (G2) se encuentran cercanos al vector de la Dimensión 2, es decir, se encuentran muy relacionados con el pH y en menor medida con el Ca^{2+} , de manera inversa. En cambio, el grupo con bajo pH pero altas concentraciones de HCO_3^- y Na^+ (G3), se ubican cercanos al eje de la Dimensión 1, correspondiéndose en mayor medida a las variables de Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- y Na^+ . Como excepción, se encuentran las muestras TA14 y TA46, que se encuentran en el cuadrante IV, pero igualmente pertenecen a G1 debido a su baja salinidad. No obstante, el PCA las ubica en este sector debido a que poseen una salinidad ligeramente más elevada que las muestras cercanas de la cuenca alta (Figura 2).

Es importante señalar que la variable efecto de contra-ion se encuentra representada en la región intermedia entre ambas componentes principales,

indicando una contribución similar a cada una. Esto quiere decir, que el efecto de contra-ion es importante tanto en el Grupo 2 como en el Grupo 3 y que pareciera estar actuando en prácticamente toda la cuenca debido a la predominancia del Na^+ por sobre el Ca^{2+} . Al Grupo 3, se le agrega, además, el efecto del aumento de la fuerza iónica, producto de una mayor concentración de Cl^- y SO_4^{2-} , proceso que también puede tener efectos sobre la concentración de As en el agua.

Para realizar el cluster jerárquico, se llevó a cabo la relación cofenética para cuatro métodos, donde se obtuvo el coeficiente más elevado para el de Ward (0.97), optando por este como el más adecuado para interpretar los datos. A partir de ello, y teniendo como criterio el de discriminar en grupos según la mitad de la distancia máxima, se obtuvieron tres grupos (Figura 8). Éstos coinciden prácticamente en su totalidad con los previamente discriminados a partir de los parámetros químicos analizados y con el análisis multivariado, a excepción de tres muestras: TA2, TA122 y TA156. Es decir, que el análisis de cluster le da robustez estadística a la agrupación que surgió del análisis bivariado de las diferentes variables. A su vez, es coherente con los resultados obtenidos con el PCA.

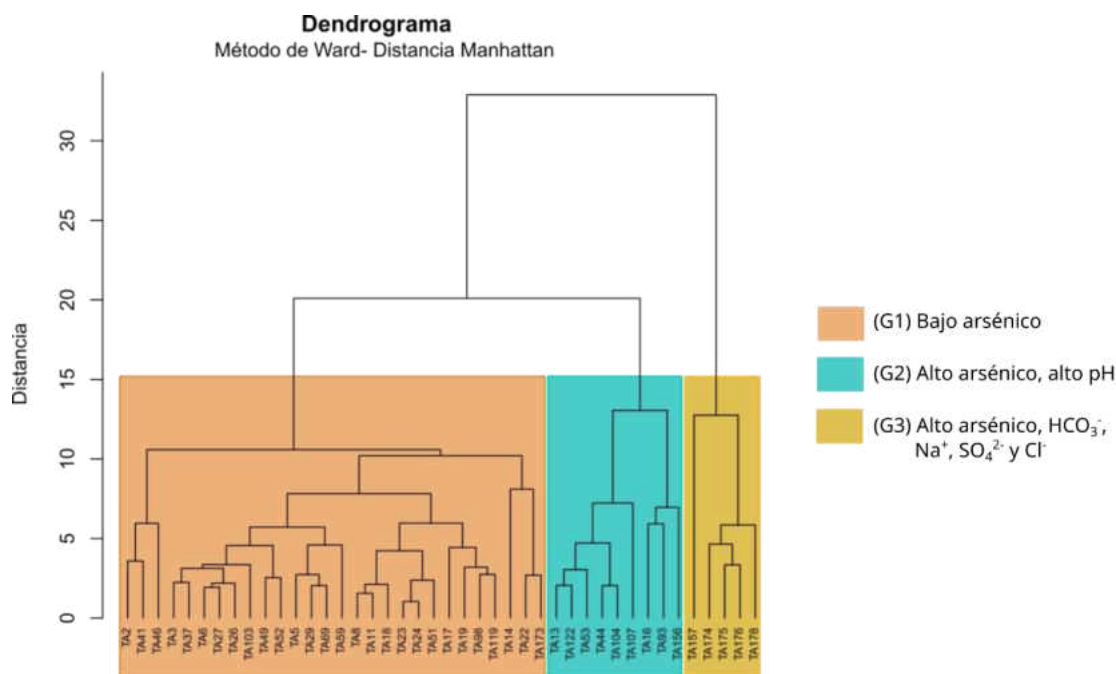


Figura 8. Dendrograma de las muestras de agua subterránea, dividido en tres grupos tomando como límite la mitad de la distancia total entre individuos.

DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos aplicando distintas metodologías se pudieron asociar las diferentes concentraciones de As a distintos procesos hidrogeoquímicos. Como lo muestra el diagrama de Piper y los diagramas de Stiff (Figura 2), el catión dominante en la cuenca del Arroyo Claromecó es el Na^+ , siendo el anión dominante el HCO_3^- , a excepción de la cuenca baja, donde el Cl^- se vuelve el anión más importante. La presencia de Na^+ en altas concentraciones, proveniente de la disolución de silicatos como la andesina y el vidrio volcánico (Armengol et al., 2020), parece favorecer la liberación de As debido al aumento del efecto de contra-ion, el cual estaría actuando a lo largo de toda la cuenca y sería independiente de la salinidad. Esta afirmación encuentra sustento en la buena correlación observada entre As y efecto de contra-ion (Figura 4b), también observada por otros autores en la región Chaco-Pampeana (Raychowdhury et al., 2014). En dicho gráfico puede apreciarse que la mejor correlación se da para bajos valores de As, mayormente coincidente con muestras de cuenca alta y, por ende, del Grupo 1. Sin embargo, a altas concentraciones de As se observa una desviación de la recta de regresión, lo que estaría indicando más de un proceso actuando en simultáneo.

En el Grupo 2, en cambio, el proceso preponderante estaría asociado al pH. Los altos valores de pH promueven la desorción desde los óxidos de Fe, debido a que el punto de carga cero de estos minerales se encuentra por debajo de los valores de pH observados. El análisis PCA mostró claramente la división de muestras que se corresponden con el Grupo 2 debido a su fuerte asociación con el pH, a excepción de las muestras TA16, TA93 y TA 156, las cuales tienen una fuerte dependencia con el efecto de contra-ion y con la componente principal 1 y se encuentran en el cuadrante I. En estos casos estarían actuando con igual importancia ambos procesos. En particular, las muestras TA16 y TA93 estarían mejor relacionadas con las muestras del G2, tal como también lo muestra el análisis de cluster, debido a su composición química y los altos valores de pH. Por su parte, la muestra TA156 estaría más emparentada con el Grupo 3, por su ubicación en la cuenca, a pesar de que el análisis de cluster la agrupe en el G2. De todos modos, es una muestra que estaría en el límite entre ambos grupos.

Por último, se encuentra el Grupo 3, para el cuál, los procesos que se relacionarían con la concentración de

As serían la competencia con el HCO_3^- por los sitios de adsorción, el efecto de contra-ion y el aumento de la fuerza iónica. Dentro de este grupo, las muestras TA156 y TA178 responderían en mayor medida al efecto de contra-ion, mientras que, para el resto, prevalecería el efecto de la fuerza iónica y la competencia con HCO_3^- .

Un comentario aparte merecen las muestras TA14 (G1), TA16 (G2) y TA46 (G2), que se ubican en el cuadrante IV, junto con el grupo de aguas más mineralizadas. Estas muestras difieren en su composición respecto de las muestras que se encuentran en la misma zona de la cuenca alta. Dicha diferenciación podría vincularse a la cercanía de estos pozos a los afloramientos del basamento (Fm. Las Tunas), en los alrededores de la localidad de Gonzales Chaves (Figura 1).

Finalmente, los resultados del análisis cluster mostraron gran concordancia con las observaciones extraídas de los análisis bivariados y PCA. No obstante, dentro de las pocas discordancias se encuentra la muestra TA156. Si bien se la ha asociado al G3, el análisis de cluster la incluye en el G2. Al observar los pesos de dicha muestra sobre las dimensiones en el PCA (Tabla 2), se encuentra igualmente representada por los autovectores 1 y 2. Sin embargo, al constatar el gráfico bivariado del efecto de contra-ion vs. As (Figura 4b), y el gráfico de As vs pH (Figura 4d), se ha concluido que se relaciona mejor con el grupo de bajo pH y alta salinidad (G3). La otra muestra que no se ubica dentro de grupo tal como que fuera determinado en base al análisis bivariado, es la muestra TA2. Observando los gráficos bivariados, es una muestra que, como muestra el cluster, difiere totalmente del resto de las muestras de los grupos G2 y G3. En este caso, es una muestra con bajo pH, pero también bajo HCO_3^- y Na^+ , por lo que podría estar respondiendo a otro tipo de procesos.

CONCLUSIONES

Se estudiaron los procesos hidrogeoquímicos que estarían controlando la concentración de As a escala regional en la cuenca del arroyo Claromecó. Los principales procesos actuantes encontrados son el efecto de contra-ion, la desorción competitiva con el HCO_3^- y la fuerza iónica.

El efecto de contra-ion es un proceso que estaría actuando en forma independiente a la salinidad, y por

lo tanto, es esperable su accionar en toda la cuenca. Es un proceso que no ha sido mencionado tan frecuentemente en la literatura. Por otro lado, la desorción desde los óxidos de Fe puede darse, y ha sido verificado también en este estudio, por dos procesos diferentes. Si los pHs son elevados, se favorece la desorción desde estos óxidos debido a que se supera el punto de carga cero. Si los pHs no son tan elevados, pero el contenido de HCO_3^- sí lo es, interviene la desorción competitiva entre este anión y el arseniato. Finalmente, a salinidades elevadas, las que se encuentran generalmente en la zona baja de la cuenca, domina el efecto de la fuerza iónica.

De manera general, se ha encontrado que las aguas de más baja conductividad, asociadas a la cuenca alta y las zonas de recarga, poseen contenidos bajos de As.

El estudio ha demostrado que existe más de un proceso actuando en simultáneo, hecho que es comúnmente observado en los estudios sobre la movilidad del As. Esta particularidad dificulta la predicción de su comportamiento hidrogeoquímico, principalmente de cara a la obtención de aguas con bajos tenores destinada a consumo humano.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) por el aporte de los fondos para el desarrollo de esta investigación a través del proyecto PICT 04422/2019.

REFERENCIAS

- Anawar, H. M., Akai, J., Komaki, K., Terao, H., Yoshioka, T., Ishizuka, T., Safiullah, S. y Kato, K. (2003). Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes. *Journal of Geochemical Exploration*, 77(2-3), 109-131. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(02\)00273-X](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(02)00273-X)
- Appelo, C. A. J., Van der Weiden, M. J. J., Tournassat, C., y Charlet, L. (2002). Surface complexation of ferrous iron and carbonate on ferrihydrite and the mobilization of arsenic. *Environmental Science & Technology*, 36(14), 3096-3103. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es010130n>
- Ayerza, A. (1918). Arsenicismo regional endémico (Keratodermia y Melanodermia combinadas). *Boletín de la Academia Nacional de Medicina*, 1, 11-41.
- Armengol, S., Ayora, C., Manzano, M., Bea, S. A., y Martínez, S. (2020). The role of loess weathering in the groundwater chemistry of the Chaco-Pampean plain (Argentina). *Journal of Hydrology*, 587, 124984. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124984>
- Bardach, A. E., Ciapponi, A., Soto, N., Chaparro, M. R., Calderón, M., Briatore, A., Cadoppi, N., Tassara, R., y Litter, M. I. (2015). Epidemiology of chronic disease related to arsenic in Argentina: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 538, 802-816. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.070>
- Bhattacharya, P., Claesson, M., Bundschuh, J., Sracek, O., Fagerberg, J., Jacks, G., Martin, R. A., Storniolo, A. R. y Thir, J. M. (2006). Distribution and mobility of arsenic in the Rio Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina. *Science of the total Environment*, 358(1-3), 97-120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.04.048>
- Blanco, M. C., Paoloni, J. D., Morrás, H. J. M., Fiorentino, C. E. y Sequeira, M. (2006). Content and distribution of arsenic in soils, sediments and groundwater environments of the Southern Pampa Region, Argentina. *Environmental Toxicology*, 21(6), 561-574. <https://doi.org/10.1002/tox.20219>
- Blanco, M. C., Paoloni, J. D., Morrás, H., Fiorentino, C., Sequeira, M. E., Amiotti, N. N., Bravo, O., Diaz, S. y Esposito, M. (2012). Partition of arsenic in soils-sediments and the origin of naturally elevated concentration in groundwater of the southern Pampa region (Argentina). *Environmental Earth Science*, 66, 2075-2084. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1433-x>
- Bundschuh, J., Armienta, M. A., Morales-Simfors, N., Alam, M. A., López, D. L., Delgado Quezada, V., Dietrich, S., Schneider, J., Tapia, J., Sracek, O., Castillo, E., Marco Parra, L., Altamirano Espinoza, M., Guimarães Guilherme, L. R., Sosa, N. N., Niazi, N. K., Tomaszewska, B., Lizama Allende, K., Bieger, K., Alonso, D. L., Brandão, P. F. B., Bhattacharya, P., Litter, M. I. y Ahmad, A. (2020). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51(16), 1727-1865. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>
- Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jean, J., Liu, C., López, D., Armienta, M. A., Guilherme, L. R. G., Gomez Cuevas, A., Cornejo, L., Cumbal, L. y Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14

- countries. *Science of The Total Environment*, 429, 2–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024>
- Cacciabue, L., Ceballos, E., Sierra, L., Soler, J. M., y Cama, J. (2022). Processes that control the dissolution of loess sediments and contribution of arsenic release in the Chaco-Pampean plain, Argentina. *Applied Geochemistry*, 140, 105243. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105243>
- Camacho, H. H. (1967). Las transgresiones del Cretácico superior y Terciario de la Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, XXII(4), 253-280.
- Carbone, M. E. y Piccolo, M. C. (2002). Morfometría de la cuenca del Arroyo Claromecó, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Geofísica*, 56, 51-66. México DF.
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Therrien, R. y Savard, M. M. (2008). Multivariate statistical analysis of geochemical data as indicative of the hydrogeochemical evolution of groundwater in a sedimentary rock aquifer system. *Journal of Hydrology*, 353(3-4), 294-313. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.02.015>
- Custodio, E. y Llamas, M. R. (1976). *Hidrología subterránea*. Editorial Omega, Barcelona, España. ISBN 84-282-0446-2
- Fidalgo, F., Gentile, R. O. y Correa, H. A. (1983). *Geología y Geomorfología en la cuenca del Arroyo Tapalqué*. Informe 30, 1-73. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Fidalgo, F., L. Meo Guzmán, G. G. Politis, E. Tonni y M. Salemme. (1986). Investigaciones arqueológicas en el sitio 2 de Arroyo Seco (Pdo. de Tres Arroyos, Pcia. de Buenos Aires, República Argentina). En A. L. Bryan (Ed.) *New Evidence of the Pleistocene Peopling of the Americas*, 221-269.
- Frenguelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la Provincia de Buenos Aires. *Publicaciones Laboratorio de Ensayo de Materiales e Investigaciones Tecnológicas*, 2(33), 1-72.
- Furque, G. (1973). Descripción Geológica de la Hoja 34 n, Sierra de Pillahuincó, provincia de Buenos Aires. Boletín 14, *Servicio Nacional de Geología y Minería*, 70. <https://repositorio.segemar.gov.ar/handle/308849217/516;jsessionid=644C62A2013BCACB5AD901C119168C2E>
- García, M. G., Borgnino, L., Bia, G. y Depetris, P. J. (2014). Mechanisms of arsenic and fluoride release from Chacopampean sediments (Argentina). *International Journal of Environment and Health*, 7(1), 41-57. <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2014.060122>
- García Martínez, M. B., Carbone, M. E., Piccolo, C. y Perillo, G. (2008). Incidencias de la variabilidad hidrológica en la morfología de cauces del arroyo Claromecó (Buenos Aires, Argentina). *Geographicalia*, 54, 61-83. https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2008541097
- Giménez, M. C., Blanes, P. S., Buchhamer, E. E., Osicka, R. M., Morisio, Y. y Farías, S. S. (2013). Assessment of Heavy Metals Concentration in Arsenic Contaminated Groundwater of the Chaco Plain, Argentina. *Environmental Chemistry*, 2013, 930207, 12 p. <https://doi.org/10.1155/2013/930207>
- Gualde, M. S., Arrouy, M. J., Zárate, M., Dietrich, S. y Gregorini, C. A. (2024). The missing sedimentological section linking the Neogene and Quaternary of the Tandilia system and the Salado basin, Buenos Aires province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 136, 104833. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104833>
- Kassambra, A. y Mundt, F. (2020). Factoextra. Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.7. <https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/index.html>
- Lê, S., Josse, J. y Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25, 1-18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Limbozzi, F. (2011). *Elementos traza en el agua subterránea. Rol de la zona no saturada como fuente de aporte de flúor*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca]. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/2307/TESIS%20LIMBOZZI%20I.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- 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. (2019). 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>
- Llambías, E. y Prozzi, C. (1975). Ventania. En Asociación Geológica Argentina (Eds.) *Relatorio, Geología de la Provincia de Buenos Aires*, VI Congreso Geológico Argentino, 79-101.
- Maechler, M. (2018). Cluster: cluster analysis basics and extensions. R package version 2.0. 7–1.
- Marini, M. F. y Piccolo, M. C. (2005). Hidrogeomorfología de la cuenca del río Quequén Salado, Argentina. *Investigaciones geográficas*, 37,

2005. <https://doi.org/10.14198/INGEO2005.37.04> 59-71.
- Martínez, G. A., Quiroz Londoño, O. M., Martínez, D. E., Massone, H. E., Farenga, M. y Grondona, S. (2011). *Control tectónico en la evolución del relieve de la llanura Interserrana bonaerense*. En Actas 18° Congreso Geológico Argentino, 2. ISBN: 978-987-22403-4-9.
- Masue, Y., Loeppert, R. H. y Kramer, T. A. (2007). Arsenate and arsenite adsorption and desorption behavior on coprecipitated aluminum: iron hydroxides. *Environmental Science & Technology*, 41(3), 837-842. <https://doi.org/10.1021/es061160z>
- Mormeneo, M. L. (2005). Geología superficial en la cuenca inferior del río Quequén Salado. En De Barrio, R., González, P., Leal, P. y Llambías, E. J. (Eds.) *Actas del XVI Congreso Geológico Argentino*. La Plata.
- Nicolli, H. B., García, J. W., Falcón, C. M. y Smedley, P. L. (2012). Mobilization of arsenic and other trace elements of health concern in groundwater from the Salí River Basin, Tucumán Province, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health*, 34, 251-262. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-011-9429-8>
- Nicolli, H. B., Suriano, J. M., Gomez Peral, M. A., Ferpozzi, L. H. y 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, 3-16. <https://doi.org/10.1007/BF01740581>
- Podgorski, J. y Berg, M. (2020). Global threat of arsenic in groundwater. *Science*, 368(6493), 845-850. <https://doi.org/10.1126/science.aba1510>
- Puccia, V., Limbozzi, F. y Avena, M. (2015). Arsenic in porewaters of the unsaturated zone of an Argentinean watershed: adsorption and competition with carbonate as important processes that regulate its concentration. *Aquatic geochemistry*, 21, 513-534. <http://dx.doi.org/10.1007/s10498-015-9271-1>
- Rabassa, J. (1973). Geología superficial de la Hoja "Sierras de Tandil", prov. de Buenos Aires. *Anales LEMIT, Serie 2*, 117-160. La Plata. <https://digital.cic.gba.gob.ar/bitstreams/7988274d-ac7b-4021-836a-d57eb15d786b/download>
- Raychowdhury, N., Mukherjee, A., Bhattacharya, P., Johannesson, K., Bundschuh, J., Bejarano Sifuentes, G., Nordberg, E., Martin, R. A. y Storniolo, A. R. (2014). Provenance and fate of arsenic and other solutes in the Chaco-Pampean Plain of the Andean foreland, Argentina: From perspectives of hydrogeochemical modeling and regional tectonic setting. *Journal of Hydrology*, 518, 300-316. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.003>
- Rolleri, E. O. (1975). Provincias geológicas bonaerenses. En Asociación Geológica Argentina (Eds.) *Relatorio, Geología de la Provincia de Buenos Aires*, VI Congreso Geológico Argentino.
- Scanlon, B. R., Nicot, J. P., Reedy, R. C., Kurtzman, D., Mukherjee, A. y Nordstrom, D. K. (2009). Elevated naturally occurring arsenic in a semiarid oxidizing system, Southern High Plains aquifer, Texas, USA. *Applied Geochemistry*, 24(11), 2061-2071. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.08.004>
- Sierra, L. (2019). *Nuevas metodologías en la exploración del agua subterránea en base a la investigación del origen y la movilidad del arsénico en el acuífero Pampeano*. [Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina]. ISBN 978-987-86-2042-2048. <http://hdl.handle.net/11336/84160>
- Sierra, L., Weinzettel, P. A., Dietrich, S., Cacciabue, L., Bea, S. A., Basso, M. y Kruse, E. (2018). Estudio de la variabilidad de la concentración de arsénico en un sector experimental de la cuenca del Arroyo Claromecó. En Universidad Nacional de Salta (Ed.) *Hidrología Regional Volumen I*, 245-252. https://www.researchgate.net/publication/328798759_Estudio_de_la_variabilidad_de_la_concentracion_de_arsenico_en_un_sector_experimental_de_la_cuenca_del_arroyo_Claromeco
- Simler, R. (2009). Diagrammes Software.
- 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., Macdonald, D. M. J., Nicolli, H. B., Barros, A. J., Tullio, J. O., Pearce, J. M. y Alonso, M. S. (2005). Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 20(5), 989-1016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.10.005>
- Sosa, N. N., Kulkarni, H. V., Datta, S., Beilinson, E., Porfido, C., Spagnuolo, M., Zárate, M. A. y Surber, J. (2019). Occurrence and distribution of high arsenic in sediments and groundwater of the Claromecó fluvial basin, southern Pampean Plain (Argentina). *Science of The Total Environment*, 695, 133673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133673>
- Sposito, G. (2008). *The chemistry of soils*. Oxford University Press. ISBN: 978-0-19-531369-7, 344 p. New York.

- Stollenwerk, K. G. (2003). Geochemical processes controlling transport of arsenic in groundwater: a review of adsorption. En Welch, A. H., Stollenwerk, K. G. (Eds.) *Arsenic in Ground Water*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/0-306-47956-7_3
- Varni, M., Weinzettel, P. y Usunoff, E. (2006). *Hidrogeología del Partido de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires. Azul (prov. de Buenos Aires)*. (Informe) Instituto de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires.
- Vazquez-Suñé, E. y Serrano-Juan, A. (2013). *Easy_Quim* v. 5.0. <https://h2ogeo.upc.edu/es/software-hidrologia-subterranea/11-software-hidrologia-subterranea/42-easy-quim>. Recuperado el 9 de Noviembre de 2019.
- Vital, M., Daval, D., Clément, A., Quiroga, S., Fritz, B. y Martinez, D. E. (2018). Importance of accessory minerals for the control of water chemistry of the Pampean aquifer, province of Buenos Aires, Argentina. *Catena*, 160, 112-123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.005>
- Vital, M., Martínez, D. E., Babay, P., Quiroga, S., Clément, A. y Daval, D. (2019). Control of the mobilization of arsenic and other natural pollutants in groundwater by calcium carbonate concretions in the Pampean Aquifer, southeast of the Buenos Aires province, Argentina. *Science of The Total Environment*, 674, 532-543. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.151>
- Weinzettel, P. y Varni, M. (2007). Aporte al Conocimiento del Subsuelo de la Provincia de la Cuenca del Arroyo Claromecó (Provincia de Buenos Aires). En Sosa, C. y Ainchil, J. (Eds.) *Taller de Geofísica Aplicada a la Hidrogeología*, AIH, 11p. ISBN 978-987-23936-0-1. https://www.cohife.org/advf/documentos/2018/11/5bf0334d5ad4b.5_aporte_al_conocimiento_del_subsuelo_de_la_cuenca_arroyo_claromeco.pdf
- Weinzettel, P. A., Varni, M., y Usunoff, E. (2005). *Caracterización hidrogeológica del área urbana y periurbana de la ciudad de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires*. Actas IV Congreso Argentino de Hidrogeología, Rio Cuarto, Córdoba, Argentina, Tomo II, 171 – 180. ISBN 950-665-347-X. https://www.researchgate.net/publication/269995883_CHARACTERIZACION_HIDROGEOLOGICA_DEL_AREA_URBANA_Y_PERIURBANA_DE_LA_CIUADAD_DE_TRES_ARROYOS_PROVINCIA_DE_BUENOS_AIRES
- Wickham, H. y Henry, L. (2023). Purrr: Functional programming tools. R package version, 1. <https://cran.r-project.org/web/packages/purrr/index.html>
- Yrigoyen, M. R. (1975). Geología del subsuelo y plataforma continental En Asociación Geológica Argentina (Eds.) *Relatorio, Geología de la Provincia de Buenos Aires*, VI Congreso Geológico Argentino, 139-168. https://www.bfa.fcnym.unlp.edu.ar/catalogo/doc_nun.php?explnum_id=4380

Tipo de Publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 22/11/2024, aprobado para su publicación el 15/03/2025 y publicado el 28/03/2025.

CÓMO CITAR

Maino, M., Dietrich, S., Ríos, G. y Weinzettel, P. (2025). Procesos hidrogeoquímicos de liberación de arsénico en la cuenca del arroyo Claromecó, provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM*, 30. e07. <https://doi.org/10.35305/curiham.v30i.e07>

ROLES DE AUTORÍA

Maino y Dietrich realizaron la interpretación de los datos hidroquímicos y la deducción de los procesos hidrogeoquímicos. La selección de las muestras de campo fue realizada y planificada por Weinzettel, quien además realizó la revisión crítica del manuscrito. La redacción estuvo a cargo de Dietrich y Maino, con el apoyo de Ríos.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



40 AÑOS DEL INSTITUTO DE HIDROLOGÍA DE LLANURAS "DR. EDUARDO JORGE USUNOFF" (IHLLA)

Sección Editorial

El Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) fue creado el 14 de diciembre de 1984 en la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires, por un acuerdo entre la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), y la Municipalidad de Azul. El germen de dicha iniciativa surgió durante el Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras realizado en Olavarría en 1983, el cual fue auspiciado por el Comité Nacional para el Programa Hidrológico Internacional (CONAPHI) de UNESCO a partir de la premisa de reunir a referentes de distintas disciplinas para abordar el análisis de las causas y consecuencias de las numerosas inundaciones que había sufrido la provincia de Buenos Aires en varias oportunidades.

El IHLLA, que desde el 11 de septiembre de 2009 lleva el nombre “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” en reconocimiento a la trayectoria de quien dirigiera los destinos de la institución durante dos décadas, actualmente está integrado por 50 profesionales de formaciones diversas: geólogos, ingenieros civiles, ingenieros en recursos hídricos, ingenieros en recursos naturales, biólogos, gestores ambientales, agrónomos, geofísicos, químicos, y técnicos que son el gran apoyo en las tareas de campo y de laboratorio. De esta manera, se llevan a cabo actividades de investigación en el marco de proyectos financiados por organismos nacionales e internacionales, docencia de grado y postgrado en diferentes unidades académicas, transferencia a partir de convenios, consultorías y servicios a terceros, y comunicación de los resultados tanto a nivel académico como hacia otros sectores de la sociedad a través del intercambio de saberes mediante actividades de extensión y comunicación pública de la ciencia. Desde sus sedes en los Campus de Azul y Tandil de la UNCPBA, el instituto ha logrado constituirse como un núcleo de referencia en la formación de recursos humanos y la generación de conocimientos en el vasto campo de la hidrología de llanuras, lo que le ha permitido trabajar en conjunto con especialistas de distintas regiones del país y del exterior, tanto en el desarrollo de proyectos de investigación como en la organización de cursos y reuniones científicas.

El arribo a este 40 aniversario de su creación, encuentra a un instituto desarrollando proyectos en hidrología superficial, hidrología subterránea, hidrología ambiental, ecohidrología, teledetección y modelación numérica, con integrantes embarcados con entusiasmo en la búsqueda de nuevas preguntas, y que con pasión navegan por esta aventura maravillosa que es la investigación científica.

Agradecemos el cálido recibimiento de los colegas que conforman el equipo editorial de la revista Cuadernos del CURIHAM que nos permiten compartir estos artículos que reflejan algunos aspectos del amplio espectro de la hidrología de llanuras que se investiga en el IHLLA. Difundir estas experiencias de trabajo es una hermosa manera de celebrar un nuevo cumpleaños de nuestra institución. Gracias.



LA CIENCIA CIUDADANA COMO HERRAMIENTA PARA EL ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE LAS PRECIPITACIONES

CITIZEN SCIENCE AS A TOOL FOR THE ANALYSIS OF THE SPATIO-TEMPORAL VARIABILITY OF PRECIPITATION

Ilda Entraigas ⁽¹⁾, Carlos Vicente Bongiorno ⁽²⁾ y Georgina Cazenave ⁽³⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”, Azul, Argentina.
e-mail: ilda@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5730-4337>

⁽²⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Azul, Argentina.
e-mail: cvb@azul.faa.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1815-4660>

⁽³⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”, Azul, Argentina.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Azul, Argentina.
e-mail: cazenave@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-5008-3290>

RESUMEN

En una región como la Pampa Deprimida, en la que los ciclos de inundaciones y sequías son características intrínsecas del sistema, y donde la escasez de redes pluviométricas es evidente, la ciencia ciudadana se convierte en una herramienta viable para contrarrestar la carencia de información y dar soporte a la toma de decisiones, especialmente en el contexto de los recursos hídricos. En particular en el partido de Azul, son escasos los registros históricos de precipitaciones a pesar de ser un territorio abocado fuertemente a la producción agropecuaria y haber sufrido reiteradas inundaciones. Esta situación motivó la convocatoria a pobladores de la zona rural a conformar un grupo en el que se compartan los registros pluviométricos mediante una aplicación de mensajería instantánea para teléfonos inteligentes. El objetivo del presente artículo es describir las estrategias creadas para el trabajo conjunto en el marco del mencionado grupo, y analizar los resultados obtenidos hasta el momento en esta práctica de monitoreo ciudadano. La realización de esta experiencia ha conducido a los ciudadanos participantes al desarrollo de nuevas habilidades y destrezas, y a los académicos intervinientes a la concepción de la investigación como un proceso de co-creación con la comunidad.

Palabras clave: Ciencia Ciudadana, Precipitaciones, Ecorregión Pampa, Hidrología, Red pluviométrica.

ABSTRACT

In a region such as the Flooding Pampa, where flood and drought cycles are intrinsic characteristics of the system, and where the scarcity of pluviometric networks is evident, citizen science becomes a viable tool to alleviate the lack of information and support decision-making, especially in the context of water resources. Particularly in the district of Azul, historical records of rainfall are scarce despite being a territory heavily devoted to agricultural production and having suffered many floods. This situation motivated the call to rural area residents to form a group in which rainfall records are shared through an instant messaging application for smartphones. The objective of this article is to describe the strategies created for joint work within the framework of the aforementioned group, and to analyze the results obtained so far in this practice of citizen monitoring. This experience has led participating citizens to develop new skills and abilities, and has led participating academics to conceive research as a process of co-creation with the community.

Keywords: Citizen Science, Precipitation, Pampas Ecoregion, Hydrology, Pluviometric Network

INTRODUCCIÓN

La participación pública en proyectos de investigación es un ámbito emergente en los países latinoamericanos, y se vincula con la denominada ciencia ciudadana (Jacques-Aviñó et al., 2020). Definida de manera amplia, la ciencia ciudadana se caracteriza por el desarrollo de proyectos de investigación que involucren a participantes que no tienen (al menos en principio) una formación científica relevante al proyecto (Academias Nacionales de Ciencias, Ingeniería y Medicina, 2018). Específicamente en las últimas tres décadas, esta creciente participación de la sociedad civil en la recolección, verificación, análisis, intercambio y difusión de datos con fines científicos se realiza utilizando tecnologías de información y comunicación, en particular tecnologías móviles (Finkelievich y Fischnaller, 2014). Estas tecnologías potencian las posibilidades para recolectar datos, difundir información, y transmitir los intereses y preocupaciones de las comunidades a los científicos y tomadores de decisiones en tiempo real. Ciertamente, una de las principales motivaciones para implementar un proyecto de ciencia ciudadana es recopilar datos en escalas espaciales y temporales que, de la manera tradicional, sería difícil (y quizás hasta imposible) para los científicos. De allí surge la utilidad de estos desafíos cuando lo que se pretende es documentar patrones a gran escala o consecuencias a largo plazo (Cooper et al., 2014).

La participación ciudadana contribuye de diversas formas a acercar la ciencia y la tecnología a las necesidades sociales, así como a fortalecer el ejercicio de la ciudadanía (Invernizzi, 2005). Una de las formas en que los proyectos de ciencia ciudadana colaboran en este sentido es proporcionando marcos, herramientas y metodologías que permitan a las comunidades recopilar información y analizarla con el fin de estimular y enriquecer la toma de decisiones (Finkelievich y Fischnaller, 2014). Al mismo tiempo, la participación ciudadana ayuda a encaminar el desarrollo científico y tecnológico en direcciones consideradas relevantes por la sociedad y no solo por la comunidad científica (Invernizzi, 2005). Tal cual lo plantean Asorey et al. (2017), la sociedad estará mejor preparada para hacerle frente a sus problemas en la medida en que las personas asuman un papel protagónico y se empoderen a través de las herramientas y de los conocimientos sobre los fenómenos que las rodean. La ciencia ciudadana sugiere un proceso de co-generación, con un posible descentramiento del papel central y clave del proceso

científico en el proceso de producción de conocimiento (Buytaert et al., 2014). De allí que se la considere una estrategia útil, innovadora y viable, pero que exige un cambio de paradigma jerárquico (Pons-Vigués et al., 2019). Involucrar a la ciudadanía en alguna de las instancias de una investigación conlleva a proveerle de un mayor control sobre las decisiones y acciones que le afectan y, al mismo tiempo, mejora la relevancia, diseminación e impacto de esa investigación (Needleman, 2014).

La participación ciudadana en la ciencia es un concepto transversal que ha emergido de y a través de muchas disciplinas (Buytaert et al., 2014). Existen numerosos proyectos científicos basados en la recopilación de datos de forma consciente y voluntaria por parte de ciudadanos que contemplan observaciones climatológicas (Sparrow et al., 2021), sismológicas (Finazzi, 2020), astronómicas (Marchis et al., 2021), biológicas (Wallace et al., 2019), ecológicas (Dickinson et al., 2012), médicas (Berenguer et al., 2017), de mitigación de riesgos (Bouriel y Trink, 2016), y el desarrollo de redes de sistemas de información geográfica (Mee y Duncan, 2015), por citar algunos ejemplos.

La ciencia hidrológica provee el marco conceptual y metodológico que sustenta la toma de decisiones sobre los recursos hídricos y es la base para evaluar los riesgos debido a excesos y déficits, como las inundaciones y sequías (Buytaert et al., 2014). Sin embargo, este campo disciplinar se caracteriza por la escasez de datos tanto en el dominio espacial como temporal (Hannah et al., 2011), lo que contrasta con la heterogeneidad y complejidad de los procesos de gestión y gobernanza del agua (Buytaert et al., 2014). Aun así, la hidrología no es un campo frecuente para el uso de la ciencia ciudadana porque muchas mediciones son tecnológicamente exigentes (Paul et al., 2017) y costosas, aunque hay varios buenos ejemplos, como los relacionados con la medición de las precipitaciones (Malakar, 2014), niveles freáticos (Little et al., 2016), caudales (Rosser et al., 2017), y calidad del agua (Minkman, 2015), por citar algunos de ellos. Al mismo tiempo, debido a la naturaleza variable del ciclo del agua, el análisis de datos hidrológicos requiere de series temporales largas y de sitios de registros dispuestos adecuadamente en el territorio. Esta condición conlleva a que la práctica hidrométrica clásica se restrinja al entorno profesional y a redes de estaciones oficiales (Hersch, 2009). Sin embargo, tal cual lo plantean Paul et al. (2017), investigaciones recientes han demostrado que el monitoreo ciudadano puede proporcionar datos confiables para llenar vacíos

en series de datos hidrológicos (Walker et al., 2016; Starkey et al., 2017), ya que la Hidrología sigue siendo aún una ciencia con muy pocos datos (Ballesteros-Cánovas et al., 2015).

La regularidad, intensidad y frecuencia de las precipitaciones son factores fundamentales para comprender la dinámica de los recursos hídricos, principalmente en áreas de llanura (Aliaga et al., 2016). La variabilidad espacio-temporal de las precipitaciones afecta a la capacidad de infiltración de los suelos, la disponibilidad de nutrientes y carbono, la productividad primaria de los ecosistemas (Yan et al., 2014), y la morfometría de los cuerpos de agua (Brendel et al., 2021), entre otras cuestiones. En la Ecorregión Pampa, en particular, la alternancia de períodos de sequía e inundaciones trae aparejadas importantes consecuencias económicas y sociales, ya que afecta la disponibilidad de los recursos hídricos y, por ende, impacta sobre la productividad de los sistemas agropecuarios y otras actividades humanas (Taboada et al., 2009). Tal cual lo planteado por Aliaga et al. (2016) la variabilidad de las precipitaciones en esta región es muy elevada, y su conocimiento es fundamental para la gestión territorial, ya que el estudio del régimen pluviométrico ayuda a la planificación de los calendarios agrícolas y a la gestión del territorio.

OBJETIVO

En el partido de Azul, ubicado en el centro de la Ecorregión Pampa, son escasos los registros históricos de precipitaciones a pesar de ser un territorio abocado fuertemente a la producción agropecuaria y que, además, ha sufrido reiteradas inundaciones. Esta situación es uno de los aspectos que motivaron la convocatoria a pobladores de la zona rural del partido a conformar un grupo en el que se compartan los registros pluviométricos mediante una aplicación de mensajería instantánea para teléfonos inteligentes. El objetivo del presente artículo es describir las estrategias creadas para el trabajo conjunto en el marco del mencionado grupo, y analizar los resultados obtenidos hasta el momento en esta práctica de monitoreo ciudadano.

METODOLOGÍA

De acuerdo a la clasificación propuesta por Shirk et al. (2012) basada en las características de la relación establecida entre el equipo de investigadores con los

procesos participativos, este proyecto es del tipo contributivo, es decir, el diseño del proyecto fue elaborado por investigadores y la participación pública es a través de la recopilación de datos. La población participa en la observación de un fenómeno (la precipitación) recogiendo información (volumen de agua caída).

El grupo comenzó sus actividades en el mes de febrero del año 2021 con 15 integrantes, y en la actualidad ya suman 242, de los cuales aproximadamente el 85% son miembros relacionados estrechamente con el ámbito rural (propietarios, arrendatarios o encargados de establecimientos agropecuarios), y los restantes son profesionales ligados a la investigación científica, la docencia, o la gestión. Algunos integrantes miden la lluvia y comunican el dato al grupo (miembros informantes), mientras que otros no realizan mediciones, pero utilizan los registros del grupo para distintos fines (miembros adherentes).

Los registros se informan a las 9:00, teniendo en cuenta que corresponden al total de lluvia caída en las últimas 24 horas. El administrador del grupo vuelca dichos registros en la base de datos adjudicándolos al día inmediatamente anterior. Cada miembro informante provee la ubicación geográfica del pluviómetro al que hace referencia, y el cuartel del partido en el que se encuentra (éste último detalle es de fundamental importancia ya que, en general, los pobladores rurales se ubican fácilmente en el espacio geográfico con dicha información).

El administrador del grupo, por su parte, además de tener a su cargo el diseño y llenado de la matriz de datos, durante el proceso de recolección de los registros realiza el control de calidad de los mismos a fin de descartar posibles datos erróneos. Mediante una inspección visual con criterio de experto, identifica los valores de precipitación anómalos (por comparación con los datos de sitios vecinos), los cuales son eliminados de la base de datos. Una vez finalizada dicha tarea, el administrador confecciona el mapa de precipitación correspondiente al evento mediante la interpolación de los valores reportados utilizando el método de Redes Irregulares Trianguladas, el cual genera una red de triángulos interconectados donde cada uno de ellos representa, en este caso, una zona homogénea de precipitación. Esta tarea se lleva a cabo con QGIS, que es un Sistema de Información Geográfica de software libre y de código abierto.

Además de los mapas de cada evento, el administrador también elabora aquellos

correspondientes a la precipitación acumulada en cada mes, y también para cada año calendario. Los mapas y las tablas asociadas se comparten con el grupo, y son útiles para detectar patrones y tendencias en la distribución espacial y temporal de las lluvias. Aparte de estos productos genuinos elaborados a partir de los registros propios, también se comparte información referida a las alertas proporcionadas por el Servicio Meteorológico Nacional, cambios significativos en la presión atmosférica, fotografías de anegamientos de caminos, daños en cultivos por granizos o heladas, y toda otra información que esté relacionada estrictamente a cuestiones climáticas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente la red conformada por los miembros informantes del grupo cuenta con 130 pluviómetros distribuidos en el partido de Azul y zonas aledañas (Figura 1). De dicha red también forman parte estaciones que pertenecen al Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff”, la Facultad de Agronomía (Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires), el Servicio Meteorológico Nacional (estación Azul-Aero), y la Municipalidad de Azul.

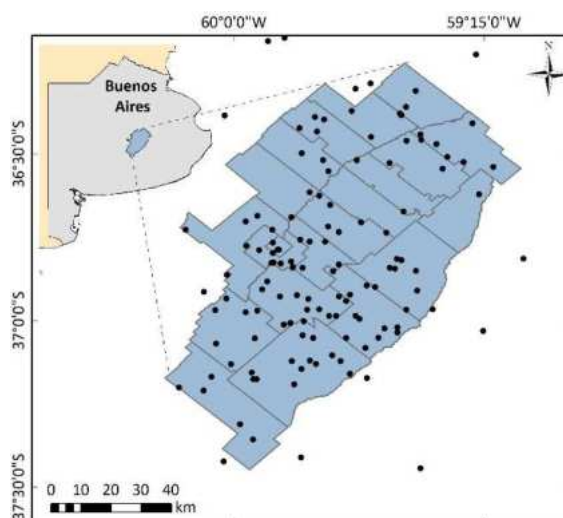


Figura 1. Ubicación de los pluviómetros que constituyen la red (las divisiones internas del partido de Azul corresponden a los límites entre cuarteles).

Los diseños de los pluviómetros utilizados por los miembros informantes son muy variados. La gran mayoría son manuales, generalmente de plástico, tanto de boca circular como rectangular, mientras que otros son de metal (de boca circular), y algunos pocos son automáticos (Figura 2).



Figura 2. Muestra de los diferentes diseños de pluviómetros utilizados por los miembros informantes.

En promedio, se han reportado 98 eventos por año, la mayoría de los cuales corresponden a lluvias primavera-estivales (en correspondencia con la distribución estacional de las precipitaciones en la región). En general, los miembros informantes tienden a ser más participativos en aquellos eventos de mayor pluviometría, en contraposición a lo que sucede con lluvias de muy poca magnitud. De todas maneras, es notable la manera en la que el grupo ha ido fortaleciendo su compromiso con la medición y la comunicación de sus registros. Esto se evidencia, por ejemplo, al comparar la participación de los miembros informantes durante los últimos 2 años: durante el año 2022, en promedio, solo el 39% de ellos comunicó regularmente sus registros, mientras que durante el año 2023 dicha participación se elevó al 59%. Dicha cuestión influyó positivamente en la elaboración de los mapas que representan la variabilidad espacial de las precipitaciones, ya que la mayoría de los correspondientes a los eventos ocurridos durante el año 2023 fueron confeccionados a partir de los registros de 90 pluviómetros (Figura 3).

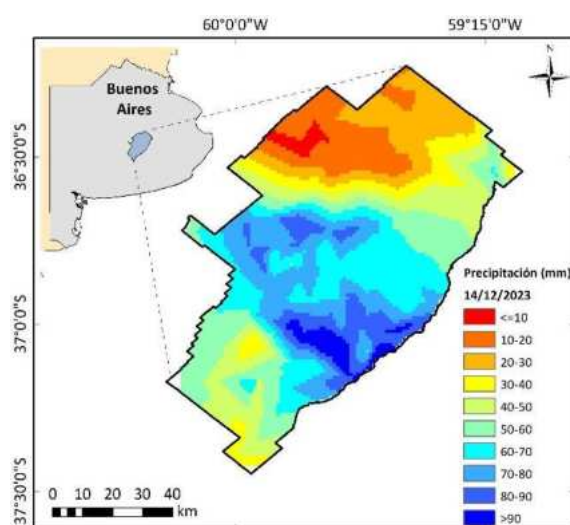


Figura 3. Ejemplo de mapa de distribución de precipitación elaborado a partir de los registros.

En cuanto a la utilidad que le asignan los integrantes del grupo tanto a los registros puntuales de precipitación como a los productos generados (mapas y base de datos), prevalece aquella relacionada con las tareas agrícolas, especialmente para realizar estimaciones de fechas de siembra, de cosecha, de fertilización, y de aplicación de fitosanitarios, como así también para llevar a cabo tareas de monitoreo de cultivos. Asimismo, la información es utilizada para evaluar las posibilidades de tránsito de los caminos vecinales a fin de valorar las condiciones de

accesibilidad de los pobladores rurales a un determinado sitio. También los registros son utilizados por ciertos miembros adherentes para cuantificar los días de lluvia y así justificar retrasos en la ejecución de obras civiles, mientras que algunos integrantes recurren a los datos recolectados por el grupo para su inclusión en la aplicación de modelos hidrológicos y meteorológicos.

Otro aspecto a destacar, es aquel asociado a la posibilidad que brinda esta actividad (especialmente mediante los mapas) con respecto a la visualización de manera rápida y gráfica de lo que ocurre a escala regional. Esto permite la comparación entre sitios, como así también la identificación de patrones espaciales de los eventos. Los integrantes, además, comparten estos productos con otras personas (vecinos, colegas, clientes), lo cual evidencia el valor que le adjudican a la información elaborada, y esto contribuye a afianzar la actividad y fomentar el compromiso de los miembros informantes en los reportes de sus registros. Esto es particularmente de gran utilidad debido a que los ciudadanos ya no esperan que la información sea anunciada en los noticieros de radio o televisión (como se hacía hace no mucho tiempo atrás), sino que acceden a las redes sociales en busca de los detalles acerca de la magnitud y la distribución de cada evento pluviométrico. Ciertamente, los productos de precipitación satelital, por ejemplo, están disponibles en escalas de tiempo intradiarias, pero implican grandes incertidumbres e imprecisiones en la diferencia punto-área con respecto a los pluviómetros a nivel de superficie (Manz et al., 2017) y, además, no siempre son accesibles y sencillos de interpretar para el común de la ciudadanía. Esta utilidad a su vez se acrecienta al momento que los integrantes comparten fotografías que documentan el impacto de lluvias, heladas o granizadas sobre caminos, cultivos o edificaciones, lo cual funciona a manera de alerta para sus vecinos, o simplemente para compartir experiencias y recibir solidaridad.

CONCLUSIONES

En una región como la Pampa Deprimida, en la que los ciclos de inundaciones y sequías son características intrínsecas del sistema, y donde la escasez de redes pluviométricas es evidente, este proyecto demuestra que la ciencia ciudadana es una herramienta viable para contrarrestar la carencia de información y dar soporte a la toma de decisiones, especialmente en el contexto de los recursos hídricos.

También comprueba que fuera de la comunidad científica hay otras personas entusiastas, muy interesadas por los temas y los desafíos de ciertos proyectos de investigación que se llevan a cabo en la región. De acuerdo con López Cerezo (2005), este tipo de iniciativas son muy beneficiosas ya que la ciudadanía, al sentirse involucrada, recibe el mejor estímulo para el aprendizaje y la participación, a la vez que mejora su percepción ante las iniciativas públicas relacionadas con la ciencia.

Tal cual lo plantean Jiménez Rolland y Gensollen (2022), la ciencia no dispone de una única metodología generalizada, y la participación ciudadana claramente aporta una manera de investigar que no compromete la calidad epistémica de los resultados de la práctica científica. La participación en esta experiencia de los ciudadanos del partido de Azul (la mayoría de ellos pobladores rurales) los lleva a desarrollar nuevas habilidades y destrezas, promover el pensamiento crítico y convertirse en artífices de la construcción del conocimiento, mientras que a los académicos participantes los estimula a concebir a la investigación como un proceso de co-creación con la comunidad, lo que implica aspirar a una ciencia más inclusiva, participativa y democrática.

AGRADECIMIENTOS

A todos los integrantes del grupo “Lluvias del partido de Azul” por su permanente colaboración en la obtención de los datos, el registro de fotografías, la devolución de consultas, etc. A la Lic. Fernanda Dávila por la elaboración de las Figuras 1 y 2.

REFERENCIAS

Academias Nacionales de Ciencias, Ingeniería y Medicina (2018). *Learning Through Citizen Science: Enhancing Opportunities by Design*. Dibner, K. A. y Pabdy, R. (Eds.). Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/25183>

Aliaga, V. S., Ferrelli, F., Alberdi Algañaraz, E. D., Bohn, V. Y. y Piccolo, M. C. (2016). Distribución y variabilidad de la precipitación en la Región Pampeana, Argentina. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 42(1), pp. 261-280. <http://dx.doi.org/10.18172/cig.2867>

Asorey, H., Núñez, L. A., Peña-Rodríguez, J., Salgado-Meza, P., Sierra-Porlta, D. y Suárez-Durán, M.

(2017). *Proyecto RACIMO: desarrollo de una propuesta en torno a uso de las TIC, e-ciencia ciudadana, cambio climático y ciencia de datos*. Congreso RedCLARA, Encuentro Latinoamericano de e-Ciencia, San José, Costa Rica. <https://documentas.redclara.net/bitstream/10786/1310/1/Proyecto%20RACIMO.pdf>

Ballesteros-Cánovas, J. A., Stoffel, M., St George, S. y Hirschboeck, K. (2015). A review of flood records from tree rings. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 39(6), pp. 794-816. <https://doi.org/10.1177/0309133315608758>

Berenguera, A., Pons-Vigués, M., Moreno-Peral, P., March, S., Ripoll, J., Rubio-Valera, M., Pombo-Ramos, H., Asensio-Martínez, A., Bolaños-Gallardo, E., Martínez-Carazo, C., Maderuelo-Fernández, J. A., Martínez-Andrés, M. y Pujol-Ribera, E. (2017). Beyond the consultation room: Proposals to approach health promotion in primary care according to health-care users, key community informants and primary care centre workers. *Health Expectations*, 20(5), pp. 896-910. <https://doi.org/10.1111/hex.12530>

Bouriel, S. y Trink, R. (2016). *NPL951 – VISTAR II – strengthening resilience of communities and institutions from the impacts of natural disasters in far- and mid-western region of Nepal*. CARE-AT Consortium Intermediate Report.

Brendel, A. S., Ferrelli, F., Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. (2021). Efectos de la variabilidad pluviométrica sobre la morfometría de los recursos hídricos de una cuenca hidrográfica de la región pampeana, Argentina. *Revista Geográfica Venezolana*, 62(1), pp. 92-106. <http://www.saber.ula.ve/handle/123456789/47521>

Buytaert, W., Zulkafli, Z., Grainger, S., Acosta, L., Alemie, T. C., Bastiaensen, J., De Bièvre, B., Bhusal, J., Clark, J., Dewulf, A., Foggin, M., Hannah, D. M., Hergarten, C., Isaeva, A., Karpouzoglou, T., Pandeya, B., Paudel, D., Sharma, K., Steenhuis, T., Tilahun, S., Van Hecken, G. y Zhumanova, M. (2014). Citizen science in hydrology and water resources: opportunities for knowledge generation, ecosystem service management, and sustainable development. *Frontiers in Earth Science*, 2(26), pp. 1-21. <https://doi.org/10.3389/feart.2014.00026>

Cooper, C. B., Shirk, J. y Zuckerberg, B. (2014). The Invisible Prevalence of Citizen Science in Global Research: Migratory Birds and Climate Change. *PLoS ONE*, 9(9), e106508. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0106508>

Dickinson, J., Shirk, J. L., Bonter, D. N., Bonney, R., Crain, R.L., Martin, J., Phillips, T. y Purcel, K.

- (2012). The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(6), pp. 291-297. <https://doi.org/10.1890/110236>
- Finazzi, F. (2020). Fulfilling the information need after an earthquake: statistical modelling of citizen science seismic reports for predicting earthquake parameters in near realtime. *Journal of the Royal Statistical Society Series A: Statistics in Society*, 183(3), pp. 857-882. <https://doi.org/10.1111/rssa.12577>
- Finkelievich, S. y Fischnaller, C. (2014). Ciencia ciudadana en la Sociedad de la Información: nuevas tendencias a nivel mundial. *Revista Iberoamericana de Ciencia, Tecnología y Sociedad*, 9(27), 11-31. <https://www.redalyc.org/pdf/924/92431880001.pdf>
- Hannah, D. M., Demuth, S., van Lanen, H. A. J., Looser, U., Prudhomme, C., Rees, G., Stahl, K. y Tallaksen, L. M. (2011). Large-scale river flow archives: importance, current status and future needs. *Hydrological Processes*, 25(7), pp. 1191-1200. <https://doi.org/10.1002/hyp.7794>
- Hersch, R. W. (2009). *Streamflow Measurements*. Taylor & Francis, London and New York, 536 p. <https://doi.org/10.1201/9781482265880>
- Invernizzi, N. (2005). Participación ciudadana en ciencia y tecnología: algunas reflexiones sobre el papel de la universidad pública. *Alteridades*, 15(29), 37-44. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, DF, México. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74702904>
- Jacques-Aviñón, C., Pons-Vigués, M., Mcghee, J. E., Rodríguez-Giralt, I., Medina-Perucha, L., Mahtani-Chugani, V., Pujol-Ribera, E. y Berenguera Ossó, A. (2020). Participación pública en los proyectos de investigación: formas de crear conocimiento colectivo en salud. *Gaceta Sanitaria*, 34(2), 200-203. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2019.08.010>
- Jiménez Rolland, M. y Gensollen, M. (2022). Ciencia ciudadana: pluralidad científica y pensamiento crítico. *CIENCIA ergo-sum*, 29(2). <http://doi.org/10.30878/ces.v29n2a6>
- Little, K. E., Hayashi, M. y Liang, S. (2016). Community-based groundwater monitoring network using a citizen science approach. *Groundwater*, 54(3), pp. 317-324. <https://doi.org/10.1111/gwat.12336>
- López Cerezo, J. A. (2005). Participación ciudadana y cultura científica. *Arbor*, 181(715), pp. 351-362. <https://doi.org/10.3989/arbor.2005.i715.417>
- Malakar, Y. (2014). Community-based rainfall observation for landslide monitoring in western Nepal. En: Sassa, K., Canuti, P. y Yin, Y. (Eds.), *Landslide Science for a Safer Geoenvironment*, Vol. 2, 757-763. Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-05050-8_117
- Manz, B., Páez-Bimos, S., Horna, N., Buytaert, W., Ochoa-Tocachi, B., Lavado-Casimiro, W. y Willems, B. (2017). Comparative Ground Validation of IMERG and TMPA at Variable Spatio-temporal Scales in the Tropical Andes. *Journal of Hydrometeorology*, 18(9), 2469-2489. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0277.1>
- Marchis, F., Esposito, T., Blaclair, G., Asencio, J., Klavans, V., Peluso, D. O., Megowan-Romanowicz, C., Pennypacker, C. y Carter, B. (2021). Citizen Science and Scientific Results from the World's Largest Network of Backyard Astronomers. *Authorea*. <https://doi.org/10.1002/essoar.10508938.1>
- Mee, K. y Duncan, M. J. (2015). Increasing resilience to natural hazards through crowd-sourcing in St. Vincent and the Grenadines. *British Geological Survey Open Report*, OR/15/32, 54 p. <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/511949/1/OR15032.pdf>
- Minkman, E. (2015) *Citizen science in water quality monitoring. Developing guidelines for Dutch water authorities for contributory mobile crowd sensing*. Tesis de Maestría, Delft University of Technology. <http://resolver.tudelft.nl/uuid:3850a8ec-d6aa-4f7d-a3ae-2f48f53cc148>
- Needleman, I. (2014). Involving the public in research. *British Dental Journal*, 217, 421-424. <https://doi.org/10.1038/sj.bdj.2014.906>
- Paul, J. D., Buytaert, W., Allen, S., Ballesteros-Cánovas, J. A., Bhusal, J., Cieslik, K., Clark, J., Dugar, S., Hannah, D. M., Stoffel, M., Dewulf, A., Dhital, M. R., Liu, W., Nayaval, J. L., Neupane, B., Schiller, A., Smith, P. J. y Supper, R. (2017). Citizen science for hydrological risk reduction and resilience building. *WIREs Water*, e1262. <https://doi.org/10.1002/wat2.1262>
- Pons-Vigués, M., Pujol-Ribera, E., Berenguera, A., Violán, C. y Mahtani-Chugani, V. (2019). La participación ciudadana en la investigación desde la perspectiva de investigadores de atención primaria. *Gaceta Sanitaria*, 33(6), 536-546. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2018.05.011>
- Rosser, J. F., Leibovici, D. G. y Jackson, M. J. (2017). Rapid flood inundation mapping using social media, remote sensing, and topographic data. *Natural Hazards*, 87, pp. 103-120. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2755-0>
- Shirk, J., Ballard, H., Wilderman, C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., McCallie, E., Minarchek, M., Lewenstein, B., Krasny, M. y Bonney, R. (2012). Public participation in scientific research: a framework for deliberate design. *Ecology and Society*, 17(2): 29. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-04705-170229>

- Sparrow, S., Bowery, A., Carver, G. D., Köhler, M. O., Ollinaho, P., Pappenberger, F., Wallom, D. y Weisheimer, A. (2021). OpenIFS@home version 1: a citizen science project for ensemble weather and climate forecasting. *Geoscientific Model Development*, 14(6), pp. 3473–3486. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-3473-2021>
- Starkey, E., Parkin, G., Birkinshaw, S., Large, A., Quinn, P. y Gibson, C. (2017). Demonstrating the value of community-based ('citizen science') observations for catchment modelling and characterisation. *Journal of Hydrology*, 548, 801–817. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.019>
- Taboada, M. A., Damiano, F. y Lavado, R. S. (2009). *Inundaciones en la Región Pampeana. Consecuencias sobre los suelos. Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones*. EFA-INTA. https://www.conicet.gov.ar/new_scp/detalle.php?keywords=&id=12521&inst=yes&capitulos=yes&etalles=yes&capit_id=714927
- Walker, D., Forsythe, N., Parkin, G. y Gowing, J. (2016). Filling the observational void: scientific value and quantitative validation of hydrometeorological data from a community-based monitoring programme. *Journal of Hydrology*, 538, 713–725. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.062>
- Wallace, R., Flores-Turdera, C., Garitano-Zavala, A., Gómez, M. I., Jurado, C., Maldonado, C., Molina, C., Salinas, E. y Torrico, O. (2019). Reto Ciudad Naturaleza y NaturaLista: Una oportunidad fantástica para la implementación de la ciencia ciudadana. *Ecología en Bolivia*, 54(2), 67–71. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1605-25282019000200001&lng=es&tlng=es
- Yan, L., Chen, S., Xia, J. y Lou, Y. (2014). Precipitation regime shift enhanced the rain pulse effect on soil respiration in a semi-arid steppe. *PLoS ONE*, 9(8). e104217. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104217>

Tipo de Publicación: ARTÍCULO.

Trabajo recibido el 11/10/2024, aprobado para su publicación el 29/10/2024 y publicado el 11/11/2024.

COMO CITAR

Entraigas, I., Bongiorno, C. V. y Cazenave, G. (2024). La ciencia ciudadana como herramienta para el análisis de la variabilidad espacio-temporal de las precipitaciones. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA*. e04. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e04>

ROLES DE AUTORÍA

IE elaboró la concepción de la idea del artículo y redactó la primera versión. CVB realizó la recopilación de datos y su análisis. IE y CVB realizaron el proceso de investigación, el diseño del estudio y la interpretación de los datos. IE, CVB y GC completaron en conjunto la preparación y redacción del trabajo, aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM

ESTUDIO COMPARATIVO DEL IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE AGUA EN TRES ARROYOS PAMPEANOS DEL CENTRO BONAERENSE DE ARGENTINA

COMPARATIVE STUDY OF THE IMPACT OF URBANIZATION ON WATER QUALITY IN THREE PAMPEAN STREAMS IN CENTRAL BUENOS AIRES, ARGENTINA.

Ignacio MASSON^(1, 2, 4, 9), **José GONZALEZ CASTELAIN**^(1, 4, 10), **Rosario BARRANQUERO**^(3, 5, 6, 11), **Natalia OTHAX**^(1, 3, 4, 12), **Alejandra KRÜGER**^(3, 7, 13), **Juliana GONZÁLEZ**^(3, 7, 8, 14) y **Fabio PELUSO**^(1, 2, 5, 15)

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff” (IHLLA). Azul, Argentina.

⁽²⁾ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA).

⁽³⁾ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

⁽⁴⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁵⁾ Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁶⁾ Centro de Investigaciones y Estudios ambientales (CINEA), Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁷⁾ Laboratorio de Inmunología y Biotecnología, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CIVETAN), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁸⁾ Laboratorio de Microbiología de los Alimentos, Centro de Investigación Veterinaria de Tandil, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁹⁾ e-mail: imasson.ihlla@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5333-0439>

⁽¹⁰⁾ e-mail: josegc@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3964-5506>

⁽¹¹⁾ e-mail: rbarran@fch.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4372-0046>

⁽¹²⁾ e-mail: nothax@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8443-6116>

⁽¹³⁾ e-mail: akruger@vet.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1826-2143>

⁽¹⁴⁾ e-mail: julianag@vet.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4830-7111>

⁽¹⁵⁾ e-mail: fpeluso@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2560-2396>

RESUMEN

Se evaluó la calidad de agua en tres arroyos pampeanos bonaerenses, dos urbanos (Arroyo del Azul y Arroyo Langueyú) y uno rural (el Arroyo de los Huesos), comparando como ésta se ve afectada por la urbanización dentro de tramos del mismo arroyo y entre distintos arroyos, y comparando con el arroyo rural. A través del análisis de variables fisicoquímicas, niveles guía, índice de calidad de agua de la National Sanitation Foundation e indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible se determinó que los dos arroyos urbanos se encontrarían mayormente impactados en sus tramos posturbanos, producto de los vuelcos que reciben. Por otra parte, se observó una mayor recuperación aguas abajo de estos vuelcos en el Arroyo del Azul que en el Langueyú; en el primer caso, el mayor caudal y menor población permitiría una mayor recuperación. En el sector preurbano de estas cuencas, al igual que en el Arroyo de los Huesos (rural) se detectaron niveles elevados de nitrato y fósforo que podrían ser de origen natural, aunque posiblemente influenciados por la agricultura. Este estudio contribuye a conocer el estado de conservación de arroyos pampeanos, el efecto de la urbanización y a detectar indicios de contaminación.

Palabras clave: Calidad de Agua, Arroyos Pampeanos, Índices de Calidad de Agua, Arroyos Urbanos, Contaminación.

ABSTRACT

Water quality was evaluated in three Pampean streams in Buenos Aires, two urban streams (Del Azul and Langueyú streams) and one rural stream (De los Huesos stream), comparing how it is affected by urbanization within reaches of the same stream and between different urban streams, and compared to the rural stream. Through the analysis of physicochemical variables, guidance levels, the water quality index of the National Sanitation Foundation and the indicator 6.3.2 of the Sustainable Development Goals, it was determined that the two urban streams would be mostly impacted in their post-urban reaches, due to sewage discharges. A greater recovery was observed downstream of these discharges in the Del Azul than in the Langueyú stream; in the first case, the greater flow and lower population would allow for greater recovery. In the pre-urban sector of these basins, as in the De los Huesos stream (rural), high levels of nitrate and phosphorus were detected, which could be of natural origin, although possibly influenced by agriculture. This study contributes to know the conservation status of Pampean streams, the effect of urbanization and to detect signs of pollution.

Keywords: Water Quality, Pampean Streams, Water Quality Indexes, Urban Streams, Pollution.

INTRODUCCIÓN

Los arroyos pampeanos drenan la ecorregión más productiva de Argentina: la ecorregión Pampa (Matteucci et al., 2012). Este ambiente de llanura se encontraba dominado originalmente por pastizales naturales, pero actualmente se ha convertido a un sinnúmero de mosaicos agrícola-ganaderos, dada la elevada fertilidad de los suelos para la agricultura y la cría de ganado (Bilenca y Miñarro, 2004; Matteucci et al., 2012). Además de que los arroyos pampeanos están expuestos a la contaminación difusa propia de la actividad agropecuaria, algunos de ellos también atraviesan zonas urbanas y reciben vuelcos asociados a efluentes cloacales, industriales y pluviales, principalmente.

Estos efluentes urbanos afectan la calidad de las aguas receptoras, estando la magnitud del impacto relacionada con el tamaño de la población, las industrias existentes, el caudal del curso de agua y de los efluentes, por mencionar algunos factores (Kanu y Achi, 2011; Zhou et al., 2009). Los arroyos Languetú (LNG), del Azul (AZ) y de Los Huesos (HUE) son tres de estos cursos de agua pertenecientes a la vertiente sur de la cuenca del río Salado del sur (provincia de Buenos Aires). Los tres arroyos estudiados tienen su origen en el sistema serrano de Tandilia y corren en forma aproximadamente paralela entre sí a menos de 100 km de distancia. Tanto AZ como LNG atraviesan ciudades que afectan la dinámica y calidad de sus aguas, mientras que HUE es totalmente rural. Además de las cargas difusas provenientes de las actividades agrícolas y ganaderas que comparten los tres, los arroyos urbanos (i.e., AZ y LNG) reciben descargas provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, la red de desagües pluviales, industrias (principalmente plantas de procesamiento de carne vacuna), vertidos clandestinos, etc. Estudios previos en ciertos tramos de estos arroyos han documentado la presencia de contaminantes en agua y sedimentos (De Gerónimo et al., 2014; Peluso et al., 2012; Ruiz de Galarreta et al., 2010) pero no se han realizado comparaciones entre estos arroyos en cuanto a la calidad de sus aguas en tramos con usos equivalentes.

Este trabajo busca contribuir no solo a conocer los impactos antrópicos sobre la calidad del agua de arroyos, sino también a generar información de utilidad para el manejo y conservación de estos ambientes. Esto se encuentra en línea con el Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación 2030 (Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación

[MINCyT], 2023) y los siguientes desafíos: potenciar la transición al desarrollo sostenible a partir del fortalecimiento de las capacidades orientadas al desarrollo sostenible, sensibilización y concientización sobre la problemática ambiental y mejora del acceso, la gestión y eficiencia en el uso del agua.

OBJETIVOS

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores, los objetivos del presente trabajo fueron: (1) evaluar los cambios de la calidad del agua en cada uno de los arroyos estudiados a lo largo de su recorrido, (2) comparar la calidad de agua entre arroyos urbanos y rurales, y (3) analizar la importancia de las distintas variables consideradas en índices de calidad de agua para discriminar situaciones de impacto en arroyos urbanos.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

Dado que las tres cuencas estudiadas se encuentran próximas entre sí, las características climáticas y topográficas son similares (Figura 1). En los tres casos se extienden entre el sistema de Sierras de Tandilia al SO, y el valle del río Salado al NE, con aguas que fluyen del SO al NE. Estos arroyos naturalmente drenarían en el río Salado o se perderían en la llanura en condiciones de déficit hídrico, pero a principios del siglo XX se construyeron canales que los desvían directamente hacia la Bahía de Samborombón (Río de La Plata) para evitar inundaciones de tierras bajas (Claps, 1913). Los arroyos pampeanos son cursos permanentes que mantienen sus caudales base gracias al aporte del acuífero Pampeano, un acuífero que es somero (Zabala et al., 2015). Como formas destacables de estas cuencas se reconocen un sub-ambiente serrano hacia el sur de las mismas con altitudes por sobre los 200 msnm -pero no más de 524 msnm (10% del total del área)-, y un sub-ambiente de llanura hacia el norte, por debajo de los 130 msnm, con una zona de transición entre ambos, caracterizada por suaves ondulaciones. En su conjunto, la región se comporta globalmente como un ambiente de llanura (Entraigas y Vercelli, 2013). Según la clasificación climática de Thornthwaite y Mather (1957), la zona de estudio es mesotérmica sub-húmeda a húmeda, con escasa o nula deficiencia hídrica durante los meses de verano.

Las temperaturas máximas absolutas oscilan entre 37 y 39°C, y las mínimas absolutas entre -6 y 7°C (Falasca y Bernabé, 2001).

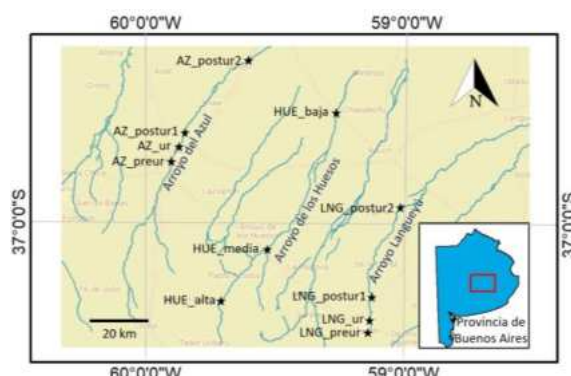


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

AZ_preur: sitio preurbano del Arroyo del Azul.

AZ_ur: sitio urbano del Arroyo del Azul.

AZ_postur1: sitio posturbano 1 del Arroyo del Azul.

AZ_postur2: sitio posturbano 2 del Arroyo del Azul.

HUE_alta: cuenca alta del Arroyo de los Huesos.

HUE_media: cuenca media del Arroyo de los Huesos.

HUE_baja: cuenca baja del Arroyo de los Huesos.

LNG_preur: sitio preurbano afluente del Arroyo Languetú.

LNG_ur: sitio urbano del Arroyo Languetú.

LNG_postur1: sitio posturbano 1 del Arroyo Languetú.

LNG_postur2: sitio posturbano 2 del Arroyo Languetú.

Cuenca del Arroyo del Azul

El AZ recorre 160 km de llanura y su cuenca posee 6 240 km². Nace en las cercanías de la localidad de Chillar, sin atravesarla. A 43 y 53 km de la naciente recibe en su margen derecha las aguas de los arroyos Videla y Santa Catalina, respectivamente, ambos arroyos rurales. La ciudad de Azul (de 60000 habitantes aproximadamente) se desarrolla en ambas márgenes del AZ en el sector medio de la cuenca (km 60 a 70). Las principales actividades productivas de la cuenca son la agricultura y la ganadería. La agricultura predomina en la cuenca alta y media; los principales cultivos son la soja, el trigo y el maíz. La ganadería está más desarrollada en la cuenca baja, donde las condiciones del suelo limitan la agricultura (Ares et al., 2007). En la zona urbana, el arroyo recibe los vuelcos de la planta de tratamiento de aguas residuales, de dos mataderos y frigoríficos, de una industria cerámica y de la red pluvial. Luego de recorrer unos 160 km desde su naciente, el arroyo drena en un canal artificial, el Canal 11, que lo intercepta y enlaza con el Canal 9 para luego desembocar en la Bahía de Samborombón. Antes de la construcción de ese canal el arroyo descargaba sus aguas al río Salado a través de un sistema difuso de lagunas poco profundas y bajos anegables (Entraigas et al., 2004). Otros cursos presentes en la cuenca son

los arroyos La Corina y Cortaderas que son arroyos intermitentes que escurren en forma casi paralela al AZ y en épocas secas desaparecen en la llanura.

Cuenca del Arroyo Languetú

El Arroyo Languetú tiene una longitud aproximada de 120 km y su cuenca un área de 600 km². A diferencia del AZ, sus nacientes se encuentran urbanizadas. En sentido estricto, el Arroyo Languetú nace hacia el final de la ciudad de Tandil (150000 habitantes) por la confluencia de los arroyos Blanco y del Fuerte, ambos con un recorrido aproximado de unos 8 km, en su mayoría entubados bajo la ciudad (Figura 2). En el sector de cuenca alta, el Arroyo del Fuerte se encuentra embalsado (Dique del Fuerte), formando un lago de 0.17 km² y aproximadamente unos 3 m de profundidad máxima. Aguas abajo de la presa, el Arroyo del Fuerte atraviesa el ejido urbano entubado, para salir a cielo abierto a 900 m aguas arriba del cruce con la Ruta Nacional 226. El Arroyo Blanco circula por el Oeste del casco urbano, también entubado, luego recorre en superficie unos 700 m y confluye con el anterior a unos 200 m aguas arriba de la mencionada ruta. Aguas abajo del cruce con esta ruta, el arroyo LNG recibe aguas residuales de industrias lácteas y frigoríficas sumadas a las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales (Avalo et al., 2022). Dos de estas últimas vuelcan sus aguas tratadas directamente al arroyo y se encuentran separadas por unos 2 km de distancia, mientras que otras dos, de menor envergadura, lo hacen en un canal abierto que recorre unos 10 km antes de conectarse con el arroyo y que, al menos durante todos los periodos muestreados, se mantuvo seco. También se advierten vertidos de industrias alimenticias tales como mataderos, frigoríficos e industrias lácteas. El sistema de alcantarillado de la ciudad es de tipo sanitario o separativo, es decir, no incluye las aguas pluviales. No obstante, existen conexiones clandestinas que generan situaciones extremas en las plantas de tratamiento de aguas residuales en los momentos de intensas precipitaciones, forzando la descarga directa al arroyo. Además, la red de drenaje pluvial, que incluye arroyos entubados, se ve afectada por las conexiones clandestinas de efluentes industriales y cloacales (Barranquero et al., 2023). Al final de su recorrido, el LNG drena sus aguas al Canal 1 y, luego, a la Bahía de Samborombón.

Cuenca del Arroyo de los Huesos

El HUE constituye el límite entre los partidos de Azul y de Tandil. Posee un recorrido aproximado de 134 km y su cuenca abarca unos 1780 km². Es un arroyo

meramente rural que transita campos agroganaderos sin recibir vertidos puntuales. Durante su recorrido recibe algunos afluentes menores hasta drenar en el Canal 12, que lo enlaza con el Canal 9 y este con la Bahía de Samborombón.



Figura 2. Detalle de la zona de nacientes de la cuenca del Arroyo Languetú.
LNG_preur: sitio preurbano afluente del Arroyo Languetú.
LNG_ur: sitio urbano del Arroyo Languetú. Las líneas punteadas representan los tramos de arroyo entubado.

Muestreo y análisis de muestras

Si bien en la zona de estudio existen varios arroyos que corren aproximadamente en forma paralela se seleccionaron AZ, HUE y LNG por su importancia y relación con ciudades importantes (AZ y LNG) y HUE por ser representativo de los otros dos arroyos rurales. HUE se seleccionó como arroyo control de AZ y LNG. Los muestreos se realizaron en febrero de 2022 y 2023, y en junio de 2022 (i.e., dos muestreos de verano y uno de invierno), abarcando los sitios indicados en la Figura 1. Estos pertenecen a tramos preurbanos, urbanos y posturbanos en las cuencas de los arroyos AZ y LNG y a la cuenca alta, media y baja del arroyo HUE (Tabla 1). Cabe aclarar que cuando nos referimos al sitio preurbano del LNG hacemos referencia a uno de sus dos tributarios, el Arroyo del Fuerte, ya que el LNG como tal, surge de la confluencia del Arroyo del Fuerte con el Arroyo Blanco, cuando ambos afluentes ya recorrieron gran parte del ejido urbano entubados (Figura 2). Además, se debe resaltar que el sitio preurbano de LNG, a

diferencia del preurbano de AZ, es coincidente con la zona de naciente.

Se midieron los caudales en los sitios de muestreo utilizando un equipo OTT MF pro, medidor de caudal magnético-inductivo con sensor de profundidad. Se utilizó el método de cálculo del caudal de media sección, tomando verticales representativas de la sección transversal del curso de agua. Este equipo se utilizó en los casos de los sitios ubicados en tramos vadeables. En el caso de tramos no vadeables (i.e., más profundos) se utilizó un perfilador acústico de corrientes Doppler (ADCP, por sus siglas en inglés). Dada la ausencia de lluvias previas a las fechas de muestreo, dichas mediciones son representativas del caudal base constituido por la descarga del acuífero.

Tabla 1. Sitio, mes y año en que se tomaron las muestras de los arroyos estudiados.
AZ: Arroyo del Azul.
LNG: Arroyo Languetú.
HUE: Arroyo de los Huesos.
preur: sitio preurbano,
ur: sitio urbano.
postur 1: sitio posturbano 1.
postur 2: sitio posturbano 2.

Arroyo	Sitio	Febrero 2022	Junio 2022	Febrero 2023
AZ	preur	x	x	x
	ur	x	x	x
	postur 1	x	x	x
	postur 2	x	x	x
LNG	preur	x	x	
	ur	x	x	x
	postur 1	x	x	x
	postur 2	x	x	x
HUE	cuenca alta	x	x	
	cuenca media	x	x	x
	cuenca baja	x	x	

Se tomaron muestras de agua subsuperficial a mitad del cauce en los distintos sitios de cada uno de los arroyos seleccionados para su análisis en el laboratorio, manteniéndolas refrigeradas a 4°C durante su transporte. En el laboratorio se determinaron las siguientes variables fisicoquímicas siguiendo los protocolos de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA) (2017): demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO), amonio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fósforo total (PT), sólidos totales (ST) y turbidez. El oxígeno disuelto (OD), la conductividad eléctrica (CE), los sólidos disueltos totales (SDT), el pH y la temperatura del agua se midieron in situ utilizando equipos portátiles: oxímetro marca YSI modelo 58 y medidor

multiparamétrico CE/SDT/pH/salinidad/temperatura marca Oakton modelo PCSTestr 35.

Para las determinaciones microbiológicas se colectaron las muestras en recipientes estériles y se conservaron refrigeradas a 4°C hasta el momento del análisis que fue llevado a cabo dentro de las 24 h de tomadas las muestras. Se procesaron distintas alícuotas de cada muestra (en el rango de 5 a 100 ml) por el método de filtración por membrana (0.45 µm). Los filtros se colocaron sobre placas comerciales pre-hidratadas para recuento de *Escherichia coli* (*E. coli*) y coliformes (Compact Dry o Petrifilm). En los casos necesarios, se sembraron alícuotas de menores volúmenes directamente en las placas comerciales o en profundidad en medio VRB (Violeta Rojo Bilis) para recuento de coliformes totales. Las placas se incubaron a 37°C durante 24 h.

Análisis de los datos

Como primer paso se evaluó si cada variable poseía distribución normal, utilizando el test de Shapiro-Wilk (Zar, 2010). Para aquellas variables que resultaron con una distribución normal, se aplicaron los tests paramétricos de ANOVA y el post-hoc de Tukey para identificar diferencias entre sitios de un mismo arroyo y entre sitios de distintos arroyos. En el caso de las variables que no presentaron una distribución normal, se aplicaron los tests no paramétricos de Kruskal-Wallis y el test post-hoc de Dunn con la corrección de Bonferroni. Se utilizaron los paquetes base de RStudio versión 2023.09.1 Build 4943 (Rstudio Team, 2020) para las pruebas de normalidad, ANOVA, Tukey y Kruskal-Wallis, y el paquete "dunn.test" (Dinno, 2017) para realizar el test de Dunn de comparaciones múltiples mediante sumas de rangos.

Se compararon los valores de las variables estudiadas entre distintos sitios de un mismo arroyo y entre distintos sitios de distintos arroyos, tomando como referencia de aptitud de uso del recurso a los niveles guía para la protección de la vida acuática establecidos en la normativa nacional argentina (e.g., Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992] y su Decreto 831/93 [Poder Ejecutivo Nacional, 1993]; Artículo 982 del Código Alimentario Argentino [s.f.]; Resolución 283/2019 de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo [ACUMAR], 2020; Resolución 125/2016 del Ministerio de Salud, 2016) e internacional (e.g., Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos [EPA], 1986; Consejo Canadiense de Ministros del

Medio Ambiente [CCME], 2012; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2020; Organización Mundial de la Salud [OMS], 2021). Además, para cada uno de los sitios estudiados se computó el índice de calidad de agua de la National Sanitation Foundation o ICA-NSF (Brown et al., 1970). Este índice considera en su arquitectura la suma ponderada de nueve variables: OD, coliformes fecales o *E. coli* (en este caso se utilizó *E. coli*), pH, DBO, cambio de temperatura, PT o fosfato (en este caso se utilizó PT), nitrato o nitrógeno total (en este caso se utilizó nitrato), turbidez y SDT. A partir de estas 9 variables, el índice sintetiza la calidad de agua en un único valor entre 0 y 100 (muy mala a excelente calidad, respectivamente). El mismo se calculó en línea en el sitio web del Water Research Center (2023).

También se procedió al cómputo del indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) del PNUMA, que evalúa el "Porcentaje de masas de agua de buena calidad". Este considera para el nivel 1 de monitoreo a las variables de calidad: OD, pH, PT, CE y nitrógeno oxidado total (TON). El TON se recomienda en la metodología del PNUMA porque es más simple de medir analíticamente que otras formas, incluido el nitrato por sí solo (PNUMA, 2020). A partir del cómputo de dicho indicador se determinó el porcentaje de las muestras de cada arroyo estudiado que cumplen con los valores guía sugeridos por este organismo internacional. En este caso se obtiene un valor de cada una de las 5 variables para cada arroyo, a diferencia del ICA-NSF que toma un valor que integra todas las variables (9 en total) para cada sitio.

Finalmente, mediante técnicas de estadística multivariada que incluyeron el análisis de agrupamiento jerárquico tipo clúster (AC) y análisis de componentes principales (ACP), se analizó la semejanza entre las distintas muestras para identificar tendencias y patrones en las variaciones de calidad de agua intra e inter cuencas. Antes de proceder con el AC y ACP se realizaron correlaciones entre todas las variables estudiadas con el fin de evitar la multicolinealidad. Para ello se evaluó el coeficiente de correlación de Pearson (R) y su probabilidad asociada, descartándose aquellas variables que resultaron redundantes, es decir, aquellas que proporcionan información similar o tienen una alta correlación con otros predictores.

El análisis de agrupamiento se realizó con los datos crudos y la distancia euclidiana como medida de distancia, y se utilizó el método de agrupamiento de

Ward. Este último tipo de agrupamiento utiliza un enfoque de análisis de la varianza para evaluar las distancias entre conglomerados, intentando minimizar la suma de cuadrados de dos conglomerados hipotéticos cualesquiera que puedan formarse en cada paso. Se considera eficiente para la evaluación de patrones espaciales y temporales en la calidad del agua (Wunderlin et al., 2001). Del mismo modo, el ACP es el método multivariado más utilizado en los estudios medioambientales de cuencas hídricas siendo un método de análisis exploratorio de datos que utiliza la estructura de correlación entre múltiples variables para producir un pequeño número de nuevas variables que contienen la mayor parte de la información del conjunto de datos original. Es de esperar que estas nuevas variables reflejen las fuentes importantes de variación y, por lo tanto, provean un marco útil para posteriores análisis de impacto ambiental (Olsen et al., 2012). El software utilizado para realizar los análisis multivariados fue PAST versión 4.13 (Hammer et al., 2001). En todos los casos el nivel estadístico de significancia utilizado fue del 0.05.

RESULTADOS

Los caudales promedio medidos en cada uno de los sitios muestreados se presentan en la Figura 3. Se destaca la gran diferencia en caudal entre AZ y LNG para cualquiera de sus tramos, mientras que HUE mostró valores intermedios, con un máximo en la cuenca media.

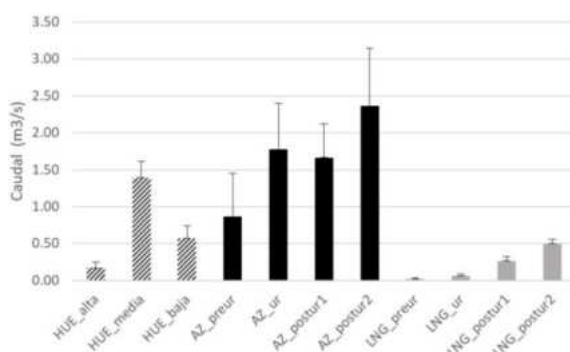


Figura 3. Caudales en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Referencias: ver Figura 1.

Las únicas variables de calidad de agua que demostraron tener una distribución normal fueron ICA-NSF, OD y pH. A estas variables se les aplicaron test paramétricos para identificar diferencias entre sitios de muestreo de un mismo arroyo y entre sitios

de distintos arroyos, mientras que el resto de las variables fueron analizadas de manera no paramétrica. Se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sitios de muestreo de un mismo arroyo con respecto a OD y al índice ICA-NSF para los arroyos AZ y LNG; y con respecto a CE para el arroyo LNG. En el caso de HUE y dado que no se observaron diferencias significativas entre sitios de este arroyo para ninguna de las variables consideradas, se optó por promediar los valores de cada variable para los tres sitios de muestreo de este curso de agua.

Oxígeno Disuelto (OD)

Se consideraron niveles guía de OD para la protección de la vida acuática con un mínimo de 80% y un máximo de 120% de saturación (PNUMA, 2020). Los niveles medios de oxígeno fueron mínimos y por debajo de nivel guía en los sitios AZ_postur1 y LNG_postur1 ($26.13 \pm 27.86\%$ y $30.40 \pm 14.11\%$, respectivamente, media \pm DE) y significativamente diferentes de los demás sitios ($p < 0.05$) (Figura 4).

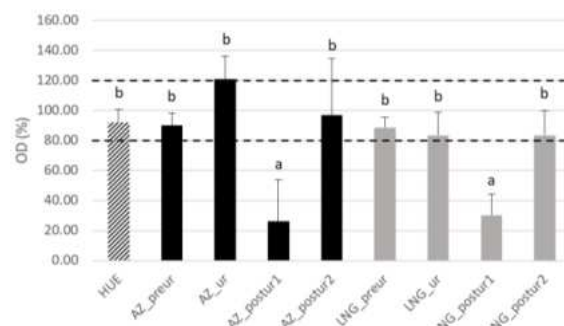


Figura 4. Porcentajes de saturación de oxígeno disuelto (OD) en agua en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). Las líneas discontinuas horizontales representan los niveles guía máximo y mínimo considerados: 120 y 80%, respectivamente. Referencias: ver Figura 1.

Por otra parte, en el sitio AZ_ur y en menor medida en AZ_postur2 se detectaron niveles elevados de OD, alcanzando la sobresaturación, aunque no fueron estadísticamente significativos comparados con los otros valores medios, a excepción de aquellos observados para AZ_postur1 y LNG_postur1. Se destaca que en el sitio AZ_ur el valor medio de OD ($120.90 \pm 15.57\%$, media \pm DE) excede levemente el máximo permisible (i.e., 120% de saturación) (Figura 4). Esta sobresaturación se condice con la abundancia

de macrófitas en este sitio, la que podría aportar oxígeno al agua a través del proceso de fotosíntesis, y también a la existencia de afloramientos de tosca, así como cimientos de puentes que favorecerían el intercambio de oxígeno del agua con la atmósfera debido a la turbulencia que estos generan. Se advierte que los niveles de OD en HUE estuvieron dentro de rango guía y solo fueron significativamente diferentes de los niveles de los arroyos AZ y LNG en los sitios postur_1 pero no en el resto de los sitios.

pH

Considerando niveles guía de pH de entre 6.50 y 9.00 (Resolución 283/2019 [ACUMAR, 2020]), se detectaron valores medios de pH que superaron el máximo mencionado en los sitios AZ_ur y AZ_postur2, siendo estos de 9.06 ± 0.31 y 9.46 ± 0.50 , respectivamente (media \pm DE). Sin embargo, las únicas diferencias significativas en los niveles de pH fueron entre AZ_postur2 y LNG_preur y, entre AZ_postur2 y LNG_postur1 (Figura 5). El nivel medio de pH en HUE estuvo dentro del rango guía y no demostró diferencias significativas con ninguno de los sitios de los arroyos urbanos.

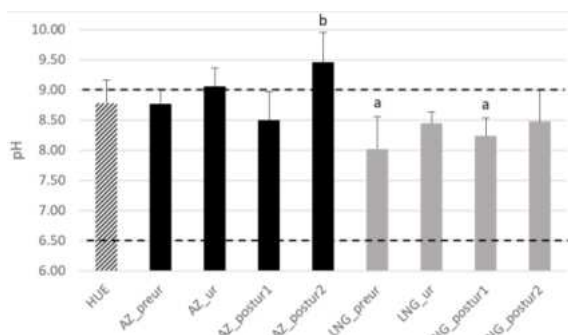


Figura 5. Niveles de pH en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). Las líneas discontinuas horizontales representan los niveles guía máximo y mínimo considerados: 9.00 y 6.50, respectivamente.

Referencias: ver Figura 1.

Conductividad eléctrica (CE)

Tomando un máximo de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como nivel guía de CE para agua dulce (PNUMA, 2020), observamos que en ningún caso se alcanza este valor. Por otro lado, solo los sitios LNG_preur y LNG_postur1 resultaron significativamente diferentes en sus valores de CE, siendo estos de 336.65 ± 288.99 y 1113.00 ± 108.6 $\mu\text{S}/\text{cm}$,

respectivamente (media \pm DE) (Figura 6). La CE promedio de HUE no fue significativamente diferente a aquella de ninguno de los sitios de los arroyos urbanos.

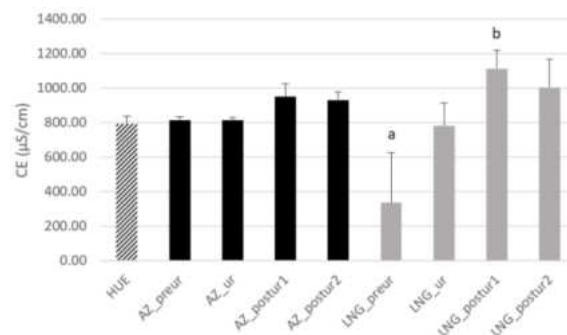


Figura 6. Niveles de CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$).

Referencias: ver Figura 1.

Sólidos totales (ST)

Se observó una tendencia similar a lo registrado para la CE aunque sin diferencias significativas entre sitios del mismo o distintos arroyos (Figura 7).

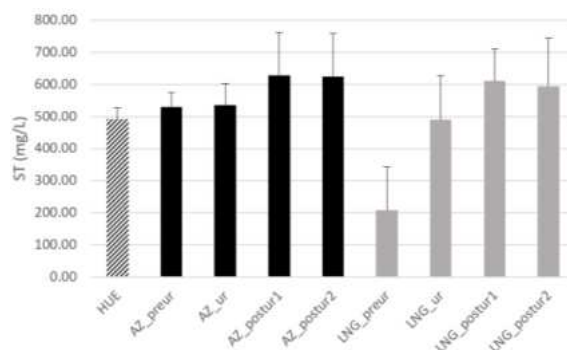


Figura 7. Sólidos totales (mg/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Turbidez

Se advirtió una tendencia al aumento en los valores medios de esta variable en el caso de AZ y LNG aguas abajo de las respectivas zonas urbanas, con un nivel máximo en postur_1 (Figura 8). Sin embargo, estadísticamente no se detectaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo dentro de un mismo arroyo o entre sitios de distintos arroyos urbanos ni rural.

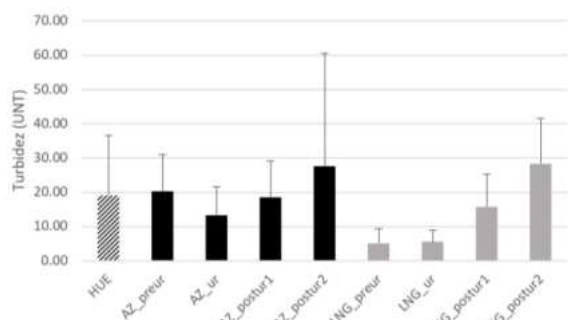


Figura 8. Niveles de turbidez (UNT) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO)

Si bien no existe un nivel guía nacional de carácter ambiental para la DBO, la EPA sugiere niveles menores a 5 mg/l para la protección de la vida acuática. Se observó un incremento en los niveles medios de DBO por encima del nivel guía mencionado en los sitios aguas abajo de las zonas urbanas (estas incluidas) de AZ y LNG, con un máximo en los sitios AZ_postur1 y LNG_postur1 (19.48 ± 13.52 y 21.20 ± 15.42 mg/l, respectivamente, media \pm DE), denotando cierta recuperación aguas abajo en AZ_postur2 y LNG_postur2 (Figura 9). Sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre sitios. Tanto en HUE como en LNG_preur los niveles fueron mínimos, incrementándose en promedio en los otros sitios.

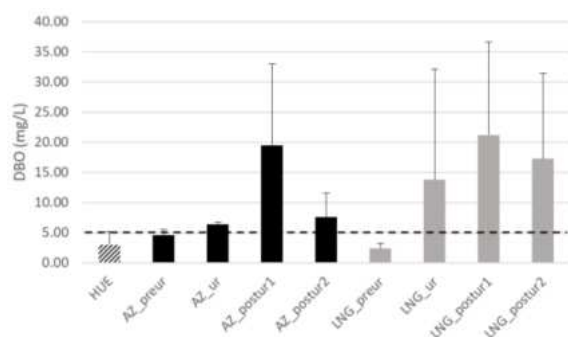


Figura 9. Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO, mg/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 5 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Nitrato (N-NO_3^-)

El nivel guía para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional es de 10 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$ (Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992]), equivalente a 45 mg NO_3^-/l . No existe en nuestro país un nivel guía de nitrato para la protección de vida acuática. En Canadá se establece un nivel guía de 3 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$ de exposición a largo plazo para la protección de la vida acuática (CCME, 2012). Pese a que estadísticamente no se detectaron diferencias significativas en los niveles de nitrato entre ninguno de los sitios, se destaca que, en muchos casos, incluyendo en HUE, los niveles medios encontrados superaron el nivel guía. El sitio con el valor medio más elevado fue LNG_ur seguido de LNG_postur2 con niveles de 10.61 ± 4.34 y 6.83 ± 2.82 mg/l respectivamente (media \pm DE) (Figura 10).

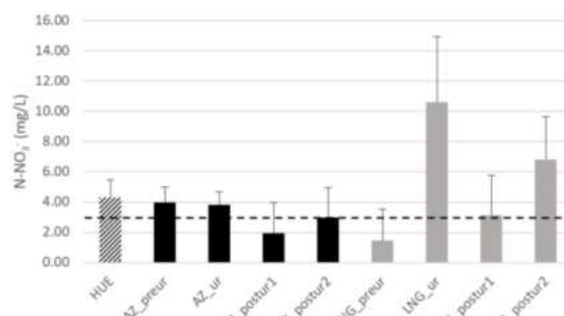


Figura 10. Niveles de nitrato (mg $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 3 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios.

Referencias: ver Figura 1.

Nitrito (N-NO_2^-)

El nivel guía de nitrito para la protección de la vida acuática en la Argentina es de 0.06 mg $\text{N-NO}_2^-/\text{l}$ (Ley 24051 [Honorable Congreso de la Nación Argentina, 1992]) y para agua de consumo humano es de 0.1 mg $\text{N-NO}_2^-/\text{l}$ (Artículo 982 [Código Alimentario Argentino, s.f.]). Tomando como referencia el primero de los niveles, detectamos que éste es superado en sus valores medios en los sitios AZ_postur1 y AZ_postur2, LNG_ur, LNG_postur1 y LNG_postur2 (Figura 11). Sin embargo, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre ninguno de los sitios. Los niveles promedio fueron mínimos en HUE, AZ_preur, AZ_ur y LNG_preur.

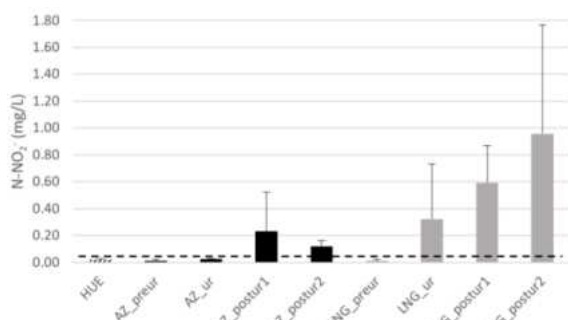


Figura 11. Niveles de nitrito (mg N-NO₂/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 0.06 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. Referencias: ver Figura 1

Nitrógeno amoniacal (N-NH₃)

Considerando un nivel guía para la protección de la vida acuática en nuestro país de 1.37 mg de amonio total/l (lo que equivale a 1.05 mg N-NH₃/l) (Decreto 831/93 [Poder Ejecutivo Nacional, 1993]), fueron tres los sitios que superaron dicho nivel: AZ_postur1, LNG_postur1 y LNG_postur2, con niveles de 7.13 ± 7.83 ; 20.90 ± 11.95 y 6.63 ± 7.23 mg N-NH₃/l, respectivamente (media \pm DE) (Figura 12). Sin embargo, estadísticamente estos valores no resultaron significativamente diferentes de los demás.

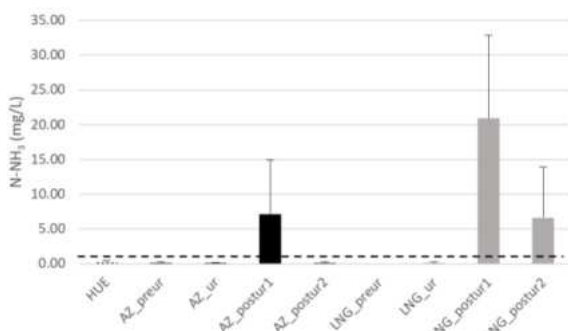


Figura 12. Niveles de nitrógeno amoniacal (mg N-NH₃/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 1.05 mg/l. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. Referencias: ver Figura 1.

Fósforo total (PT)

Tomando un nivel guía de 0.01 mg PT/l para la protección de la biota y uso recreativo con contacto directo utilizado en la cuenca Matanza-Riachuelo, Argentina (Resolución 289/2019 [ACUMAR, 2020]), ninguno de los sitios del AZ cumpliría con

este requisito (Figura 13). Esta es la única reglamentación encontrada a nivel nacional con respecto al fósforo para uso no consuntivo del agua. A nivel internacional, PNUMA sugiere un nivel guía de 0.02 mg PT/l para prevenir floraciones de cianobacterias y la EPA sugiere un valor guía de 0.1 mg PT/l para arroyos (EPA, 1986). La OMS (2021) advierte que concentraciones de PT por encima de 0.02-0.05 mg/l pueden favorecer la ocurrencia de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas. Por otra parte, si bien en la figura 13 se advierten incrementos en los valores medios en los sitios posturbanos 1 y 2 de AZ y LNG e incluso en el tramo LNG_ur, solo se detectaron diferencias significativas entre el tramo LNG_postur1 y HUE siendo estos valores de 2.72 ± 1.13 y 0.07 ± 0.05 mg PT/l, respectivamente (media \pm DE).

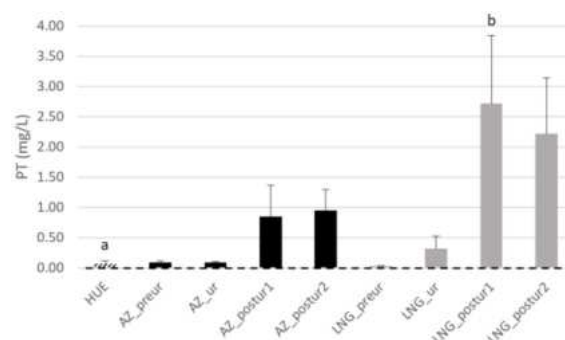


Figura 13. Niveles de fósforo total (PT mg/l) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 0.01 mg/l. Referencias: ver Figura 1.

Escherichia coli

El nivel guía para *Escherichia coli* (*E. coli*) en aguas recreacionales con contacto primario es de 235 colonias/100 ml para una muestra simple (Resolución 125/2016 [Ministerio de Salud, 2016]). En el caso de contar con un mínimo de 5 muestras de agua, esta misma resolución admite hasta una media geométrica 126 colonias/100 ml. Los niveles medios de *E. coli* superaron el nivel guía de 235 UFC/100 ml -UFC: unidades formadoras de colonias- en los sitios AZ_postur1, LNG_ur, LNG_postur1 y LNG_postur2 siendo estos valores de 18800 ± 15839 ; 8545 ± 7714 ; 27274 ± 3856 y 309 ± 128 UFC/100 ml, respectivamente, media \pm DE (Figura 14). Sin embargo, y a pesar de los valores medios tan dispares, el análisis estadístico no demostró diferencias significativas entre sitios.

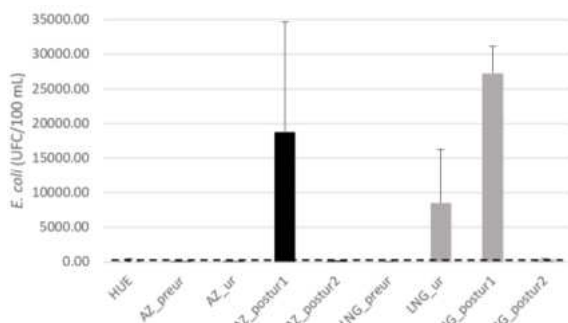


Figura 14. Niveles de *E. coli* (UFC/100 ml) en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. No se detectaron diferencias significativas entre sitios. La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 235 UFC/100 ml.

Referencias: ver Figura 1.

Índice de Calidad de agua de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)

Este índice considera como aguas de mala calidad a aquellas que arrojan un valor del índice menor a 50 (y de muy mala calidad a aquellas cuyos valores del índice están por debajo de 15). Los sitios con los niveles medios más bajos para este índice fueron AZ_postur1 y LNG_postur1 con valores de 41.00 ± 9.54 y $38.67 \pm 10.02\%$, respectivamente (media \pm DE). Estadísticamente, estos valores mencionados resultaron significativamente más bajos que aquellos registrados en HUE, AZ_preur, AZ_ur y LNG_preur. El sitio con el valor medio más elevado para este índice fue LNG_preur, con $84.00 \pm 0.00\%$ (media \pm DE), que solo resultó ser significativamente diferente de los sitios AZ_postur1, LNG_postur1 y LNG_postur2 (Figura 15).

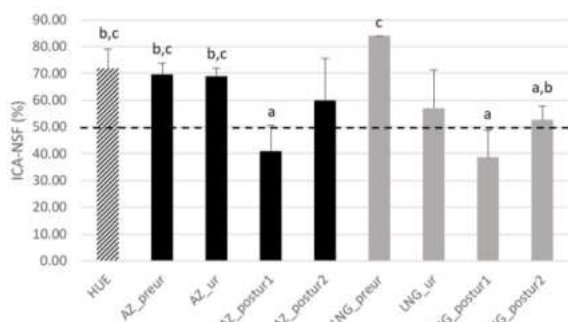


Figura 15. Niveles del índice ICA-NSF en los distintos sitios de muestreo. Se muestran los niveles medios y sus desviaciones estándar positivas. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0.05$). La línea discontinua horizontal representa el nivel guía considerado: 50. Referencias: ver Figura 1.

Indicador 6.3.2 ODS-PNUMA

En la Figura 16 se puede apreciar la representación gráfica de este indicador en el que cada pentágono representa a cada uno de los arroyos estudiados y las subdivisiones de cada pentágono contienen a las 5 variables consideradas como Nivel 1: OD, pH, nitrógeno orgánico total (NOT), PT y CE. Los niveles guía considerados en este caso son: entre 80 y 120% para OD, entre 6 y 9 para pH, $<500 \mu\text{S/cm}$ para CE, $<0.02 \text{ mg/l}$ para PT y $<0.25 \text{ mg/l}$ para NOT.

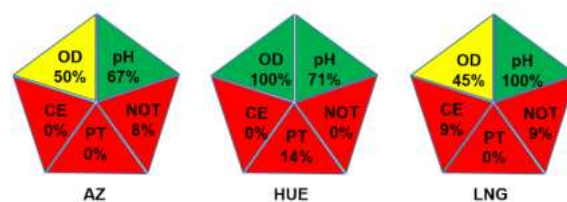


Figura 16. Indicador 6.3.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible correspondientes al Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente para cada uno de los arroyos considerados con respecto a las variables oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo total (PT) y nitrógeno orgánico total (NOT). AZ: Arroyo del Azul. HUE: Arroyo de los Huesos. LNG: Arroyo Langueyú. Se muestran los porcentajes del total de las muestras de cada arroyo que cumplieron con los valores guía.

A diferencia del índice ICA-NSF que considera la calidad de agua en cada sitio muestreado, este indicador tiene en cuenta el porcentaje de los sitios de cada arroyo para todas las fechas de muestreo, que cumplió con los mencionados niveles guía.

HUE cumplió los niveles guía en el 100% de los casos ($n = 7$) en lo que respecta al OD y en un 71% de los casos en lo que respecta al pH. No fueron satisfactorios los porcentajes de muestras de este arroyo que cumplieron con los niveles guía de PT (14%), NOT (0%) y CE (0%).

AZ cumplió con el nivel guía de pH en un 67% de los casos ($n = 12$), mientras que para OD lo hizo en el 50% de los casos. No son satisfactorios los porcentajes de las muestras que cumplieron para NOT (8%), PT (0%) y CE (0%).

El 100% de las muestras del LNG ($n = 11$) cumplieron con los valores guía de pH, mientras que un 45% lo hicieron para OD. Con respecto a las demás variables consideradas en el indicador, el porcentaje de las muestras que cumplieron fue demasiado bajo: 9% para NOT y CE y 0% para PT.

Análisis multivariado: AC y ACP

Luego de evaluar el grado de multicolinealidad entre variables, se seleccionaron las variables que finalmente se incluyeron en los análisis multivariados. Los casos en los que se detectó correlación significativa ($p < 0.05$) fueron: OD y *E. coli* ($R = -0.87$), CE y ST ($R = 0.87$), PT y amonio ($R = 0.85$), NOT y nitrato ($R = 0.99$). De cada uno de los pares mencionados que demostraron una alta correlación, se consideró solamente la primera variable del par para los análisis ulteriores. Así, se seleccionaron 7 variables para realizar los análisis multivariados: OD, CE, PT, NOT, pH, DBO y turbidez. La muestra LNG_preur feb 2022 fue descartada por considerarse valor atípico, quedando por fuera de la elipse que determina la distribución del 95% de los datos de la población en el espacio muestral.

El AC separa a las muestras en 2 grandes grupos: el cluster 1 y el cluster 2 (Figura 17). El cluster 1 contiene las muestras de los sitios preurbanos 1 y 2 y de los sitios urbanos de AZ y LNG (con excepción de una sola muestra urbana de este último contenida en el cluster 2), una muestra AZ_postur2, una LNG_postur2 y todas las muestras del arroyo HUE. Todas estas muestras del cluster 1 pueden considerarse las de mejor calidad, ya que incluyen aquellas de los sitios preurbanos y del arroyo HUE, ambos sin impacto urbano. El clúster 2 agrupa las muestras de los sitios postur1 y postur2 de AZ y LNG, excepto una muestra AZ_postur2 y una LNG_postur2 que, como se mencionó más arriba, quedaron incluidas en el cluster 1. Estas muestras agrupadas en el cluster 2 serían de inferior calidad de agua que las del clúster 1 por incluir los sitios aguas abajo de la zona urbana, teniendo el impacto de las mismas. Tanto para el clúster 1 como para el clúster 2, a mayores niveles de similitud (i.e., a medida que avanzamos hacia la derecha del gráfico de la Figura 17) es difícil atribuir criterios de calidad de agua para explicar las diferencias detectadas.

El ACP reveló que el CP1 (CP: componente principal) contribuye con el 95.32% de la varianza de los datos y el CP2 con el 3.39%. Esto resulta en una varianza acumulada del 98.71% combinando el CP1 y el CP2. La variable CE aporta en un 99.01% al CP1 y, en el caso del CP2, la variable que más contribuye es el OD con un 97.72% de aporte. En la Figura 18 se muestra el gráfico resultante para los CP 1 y 2, pudiéndose observar que los vectores CE y OD son

los de mayor magnitud y por ende los que determinan mayormente el ordenamiento de las muestras en el espacio. La CE se incrementa hacia el lado derecho del eje x (CP1) mientras que el OD se incrementa de abajo hacia arriba en el eje y (CP2). Esto determina 4 cuadrantes: uno de alta CE y alto OD (cuadrante derecho superior), uno de alta CE y bajo OD (cuadrante derecho inferior), uno de baja CE y alto en OD (cuadrante izquierdo superior) y uno de baja CE y bajo OD (cuadrante izquierdo inferior).

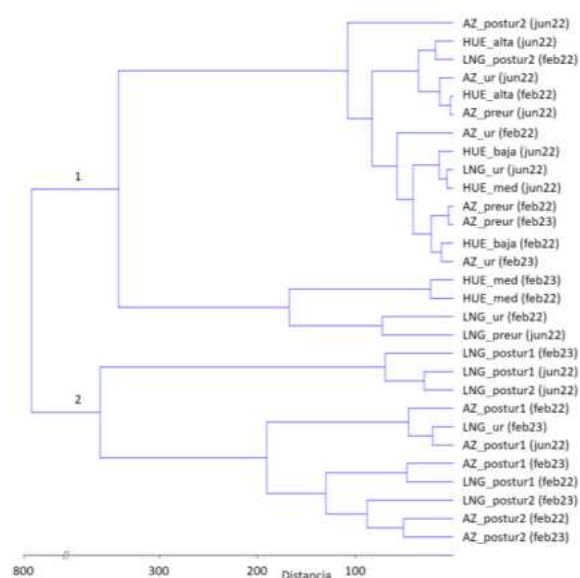


Figura 17. Dendrograma de agrupamiento de muestras de diferentes tramos basados en la similitud de sus variables de calidad de agua. Los números sobre las ramificaciones son utilizados en el texto como referencia para distinguir el clúster superior del inferior.

Referencias: ver Figura 1. Entre paréntesis se indica el mes y año en que fueron tomadas las muestras.

En el cuadrante derecho inferior se posicionan todas las muestras correspondientes a los sitios postur1 de ambos arroyos urbanos (3 de AZ y 3 de LNG), una de tres muestras de AZ_postur2 y una de dos muestras de LNG_ur. Además de que este cuadrante se caracteriza por bajas concentraciones de OD y alta CE, incluye los vectores DBO, turbidez y PT aunque estos últimos tres con menor peso (loading) que los vectores de OD y CE.

En el cuadrante derecho superior se posicionan 3 de 6 muestras de los sitios postur2 (una de AZ y dos de LNG). Son muestras que se caracterizan por buenos niveles de OD (>73%) y alta CE (>879 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Aquí también se ubica el vector TON aunque con poco peso (loading) en ambos ejes.

El cuadrante izquierdo superior incluye las tres muestras de AZ_ur, una de tres muestras de LNG_ur, una de tres de AZ_preur, 5 de 7 muestras de HUE. También incluye al vector OD, asociado principalmente al CP2, y al vector pH, este último con poco peso (loading) en ambos CP.

En el cuadrante izquierdo inferior se posicionaron dos de tres muestras de AZ_preur, una de LNG_preur con un alto peso absoluto en el CP1 (asociado a una baja conductividad comparada con el resto de las muestras: 541 $\mu\text{S}/\text{cm}$), una de tres muestras de LNG_postur2 y dos de siete muestras de HUE.

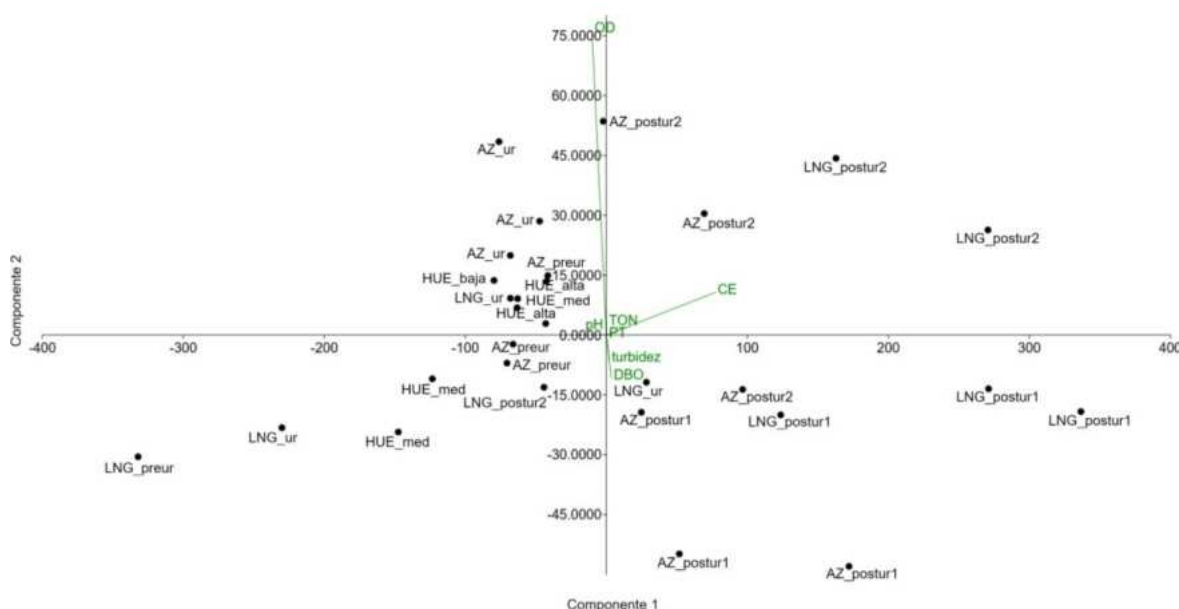


Figura 18. Diagrama resultante del Análisis de Componentes Principales que muestra el posicionamiento de las variables de calidad de agua (vectores) y las muestras (puntos). Los ejes 1 y 2 explicaron el 95,32 y el 3,39% de la varianza acumulada de los datos, respectivamente. Referencias: ver Figura 1.

DISCUSIÓN

En términos generales, los arroyos urbanos AZ y LNG recibirían un impacto negativo en su calidad de agua tras su paso por la ciudad, producto de los vuelcos que desde éstas se realizan. Esto se deduce al comparar los valores de las variables estudiadas entre, por un lado, los sitios ubicados aguas arriba de la zona urbana (sitios preurbanos) y, por ende, sin su impacto y, por el otro, los sitios que reciben casi en forma directa, a corta distancia aguas arriba, vertidos cloacales y otros propios de los centros urbanos (sitios postur1), y también al comparar estos últimos con HUE, el arroyo control, excluido del efecto de la urbanización, pero que surca un paisaje agroganadero. El sitio preurbano seleccionado para la cuenca del LNG presenta la particularidad de que se encuentra en la zona de nacimiento del arroyo, en un entorno serrano, con baja turbidez, baja CE y con bajos niveles de nitrato y PT, en comparación con AZ_preur que, si bien está ubicado aguas arriba de la ciudad, se encuentra a unos 59 km de la zona de

nacimiento y estaría recibiendo los aportes difusos asociados a las prácticas agropecuarias.

Es necesario también aclarar que, dado el escaso número de réplicas por sitio ($n = 2$ a 3 para los arroyos urbanos), en muchos casos la significancia estadística obtenida no fue suficiente para detectar diferencias, sobre todo cuando los datos no tuvieron una distribución normal (i.e., esto fue en todos los casos excepto para OD, pH y el índice ICA-NSF) y se debió recurrir a tests no paramétricos, que se caracterizan por poseer menor potencia que sus análogos paramétricos (Hoskin, 2012). Sin embargo, en las Figuras 4 a 14 se observan tendencias en los niveles de algunas variables a lo largo del recorrido de los arroyos que sugieren la existencia de alteraciones que no serían detectadas por los análisis estadísticos de tipo no paramétrico sumado al bajo número de réplicas por sitio. Esto, por ejemplo, resulta evidente con los niveles de *E. coli*, representados en la Figura 14, en la que se observa que, pese a que no se detectaron diferencias significativas entre sitios, es

llamativo el contraste entre algunos sitios y arroyos al visualizar el histograma.

Con respecto al efecto de la urbanización, los valores medios de variables tales como el OD y el índice ICA-NSF disminuyen por debajo del nivel guía en los sitios postur1 de AZ y LNG, los valores de N-amoniaco, DBO, *E. coli* y PT se incrementan producto de los vuelcos, superando los niveles guía, entre las variables estudiadas que demostraron cambios más evidentes en las figuras.

En el caso del sitio urbano de LNG (a diferencia de lo que ocurre en AZ), se detectó aquí el inicio de una tendencia en el decaimiento en calidad de agua, aunque con una baja no tan abrupta como ocurre en el postur1 del mismo arroyo, con valores medios por encima de los niveles guía para DBO, nitrato, nitrito, PT y *E. coli*, contrastando con lo observado para estas variables en el sitio preurbano de este mismo arroyo y con el arroyo control (Figuras 9, 10, 11, 13 y 14, respectivamente). Esta baja en calidad de agua podría atribuirse a que, si bien el sitio urbano del arroyo LNG no ha recibido aún efluentes cloacales tratados hasta este tramo de su recorrido (i.e., las plantas de tratamiento de aguas residuales realizan los vuelcos aguas abajo de este sitio), se han reportado conexiones clandestinas aguas arriba (tramo entubado) que afectarían su calidad (Cortezzi et al., 2019; Ruiz de Galarreta et al., 2010). Por lo tanto, la baja en calidad de agua que ocurre en el sitio LNG_postur1, y que es aún más notoria que en LNG_ur, se atribuye no solo a los vuelcos que aquí acontecen sino a que la calidad de agua ya viene afectada producto de las conexiones clandestinas del tramo urbano entubado, haciendo que el arroyo pierda parte de su capacidad de dilución de los vuelcos. Asimismo, el menor caudal de LNG con respecto a AZ (i.e., el caudal del primero es de un orden de magnitud inferior al del segundo en cualquiera de los sitios muestreados) y una mayor población en el centro urbano que atraviesan (i.e., la población de Tandil es casi el doble que la de Azul) sugiere que el impacto en el LNG_postur1 sería mayor que en AZ_postur1, ya que el primero de estos arroyos posee una menor capacidad de dilución, por su menor caudal, y una mayor carga contaminante en sus vuelcos, atribuida a su mayor población.

Así mismo, se advierte que los sitios preurbanos de ambos arroyos y el sitio urbano del AZ presentan niveles medios de las distintas variables analizadas, que son de similar magnitud a aquellos observados en el HUE que actuó como arroyo control (rural, no

urbanizado). En el caso del nitrato, puede advertirse que los niveles medios observados en estos sitios superaron el nivel guía y que no serían consecuencia de la urbanización, ya que estos sitios aún no recibieron los vuelcos de la planta de tratamiento de aguas residuales. Por este motivo, los niveles elevados de nitrato pueden atribuirse a las prácticas agrícolas realizadas sobre todo en la cuenca alta y media (menos inundables y que favorecen la implantación de cultivos) que aportan este nutriente al acuífero, y del acuífero llegaría al arroyo por tratarse de un “río ganador” *sensu* Vilanova y Jordana (2008). Sin embargo, también es posible que el exceso de nitrato proceda de la degradación de la antigua materia orgánica del suelo dentro del acuífero, tal como fue sugerido por Feijoó et al. (2018) para otro arroyo de la región pampeana. De forma similar, los niveles de PT superaron ampliamente el nivel guía. Al respecto, Morrás (1999) indica que el contenido de fósforo en los suelos de la región antes del establecimiento de la agricultura ya era elevado y Amuchástegui et al. (2016) menciona que, en un estudio de arroyos pampeanos, el nivel elevado de fósforo en el agua de estos arroyos no se asoció al uso agrícola de la tierra en la región. Por lo tanto, es difícil establecer la fuente principal de estos nutrientes en exceso y sería bueno en futuros estudios poder discernir a ciencia cierta el origen de los nutrientes para saber qué proporción es atribuible al origen natural y qué proporción es atribuible al efecto antrópico.

Nuestro estudio a su vez nos da un indicio sobre la capacidad de autodepuración de los vuelcos que poseen estos arroyos. Los valores de las variables analizadas en los sitios posturbanos2, ubicados a unos 45 km de distancia de los vuelcos urbanos en ambos arroyos, demuestran una tendencia a la mejoría en calidad de agua con respecto a la zona de vuelcos (sitios postur1 tanto de AZ como de LNG). En el caso del arroyo AZ, esto se refleja en la tendencia al incremento del valor medio del índice ICA-NSF (entre otros cambios en las demás variables tales como incremento en OD, descenso de DBO y N-amoniaco) entre el sitio postur1 (en donde se producen los vuelcos) y el sitio postur2 (unos 45 km aguas abajo de los mismos). Además de la dilución, otros procesos también intervendrían en la autodepuración de las aguas, entre los cuales pueden mencionarse la sedimentación, las oxidaciones químicas y los procesos biológicos de descomposición de materia orgánica (Antunes et al., 2018).

Se destacan también las similitudes en la química de las aguas entre sitios de arroyos con usos

equivalentes, al menos para las 7 variables consideradas en los análisis multivariados, entendiéndose por uso equivalente a que reciben vertidos similares. Esto se vio reflejado en los clústers (Figura 17) y en el posicionamiento de los sitios en los cuadrantes del ACP (Figura 18). Con respecto a este último, se puede visualizar un patrón de calidad de agua a medida que cada arroyo urbano transcurre por su respectiva cuenca, como se sugiere a continuación. Los sitios preurbanos tienden a poseer menores CE que los posturbanos 1 y 2 (semieje negativo del CP1, Figura 18). También poseen niveles de OD que, si bien son variables, tienden a ser más elevados que en los sitios postur1, según se observa en el posicionamiento de estas muestras preurbanas con respecto al eje determinado por el CP2 (Figura 18). En las muestras de sitios urbanos la CE se mantiene a niveles comparables a la de las muestras de sitios preurbanos en el caso de AZ, y el OD en este curso de agua tiende a ser elevado por los factores ya mencionados. Estas inferencias se desprenden del posicionamiento de la mayoría de estas muestras en el cuadrante superior izquierdo de la Figura 18. En el caso del sitio LNG_ur, vemos un nivel bajo de CE en la muestra de febrero de 2022 (CE = 643 uS/cDBOm) con respecto a febrero de 2023 (CE = 900 uS/cm) mientras que en junio de 2023 (CE = 808 μ S/cm) el nivel es comparable con el de las muestras urbanas de AZ para esta misma época del año (CE = 831 μ S/cm). Estas fluctuaciones pueden atribuirse a los vertidos clandestinos del LNG en su tramo urbano que, sumados a un caudal menor que el del AZ, tendrían mayor impacto negativo sobre la calidad de agua.

Ya en los sitios posturbanos 1 la CE aumenta en gran medida y disminuye el OD producto de los vuelcos (las muestras se posicionan en el cuadrante inferior derecho de la Figura 18, el cual como se mencionó tiene alta CE y bajo nivel de OD). A estas muestras también se asemejan la del sitio urbano del LNG, al menos la del muestreo de febrero de 2023, considerada de mala calidad de agua (ICA-NSF = 41).

Ya en la zona de cuenca baja, en los sitios postur2 de ambos arroyos, las muestras recobran valores aceptables de OD aunque mantienen CE elevadas comparables a los sitios postur1. De la Figura 17 se advierte que recuperan calidad, ya que en algunos casos (i.e., jun 2022 para AZ_postur2 y feb 2022 para LNG_postur2) tienden a agruparse con las muestras preurbanas, urbanas y con las del control (no impactado por la urbanización). Otro factor a considerar con respecto a la CE, al menos para la

cuenca del Azul, es que está en parte condicionada no solo por los vuelcos, sino por las descargas del acuífero, que es más salino en el sector medio y bajo de la cuenca (Sala et al., 1987). Dado que las tres cuencas estudiadas son muy próximas entre sí (<100 km), es probable que este patrón de incremento natural en CE desde la cabecera de cuenca hacia la cuenca baja sea común a las tres cuencas estudiadas.

Por otra parte, con respecto a analizar la importancia de las distintas variables consideradas en índices de calidad de agua para discriminar situaciones de impacto en arroyos urbanos, se identificó que el ICA-NSF y las variables que este contempla han sido más adecuadas para discriminar distintas situaciones de impacto de los arroyos urbanos, comparado con el indicador 6.3.2 ODS-PNUMA en su nivel 1, posiblemente por la incorporación de mayor cantidad de variables de calidad en el caso del primero, particularmente las variables vinculadas a los aportes orgánicos que son de relevancia en estos cuerpos de agua (i.e., *E. coli*, DBO), como se ha identificado en otros trabajos antecedentes (Fernández Sayago, 2022; González Meléndez et al., 2013; Rodríguez et al., 2010). Por las diferencias de impacto que generan las distintas condiciones urbanas de las cuencas de AZ y LNG en los arroyos, se observa que sería necesario complementar los índices o indicadores de calidad de agua con variables que permitan identificar las diferencias en la dinámica urbana (por ejemplo: superficie impermeabilizada, densidad de casas, número de industrias, cobertura del servicio sanitario, aportes industriales, etc.), como se ha generado en otros estudios (Cortelezzi et al., 2019; Guerrero, 2019; La Macchia y Linares, 2021).

Un aspecto del efecto antrópico no contemplado en este estudio por cuestiones presupuestarias, fue la ocurrencia de contaminantes emergentes, tales como pesticidas, medicamentos, hormonas y productos de higiene personal, entre otros. Respecto de los pesticidas, existen algunos trabajos previos en el arroyo del Azul (De Gerónimo et al., 2014; Peluso et al., 2012, 2014), no obstante, es necesario disponer de datos actuales. Con relación a los fármacos, si bien existen algunos trabajos al respecto, particularmente en el arroyo Languetú (Othax et al., 2023; Paz et al., 2023), no existen estudios en otros arroyos de la región para realizar análisis comparativos que los relacionen, o índices de calidad de agua que los incluyan. Por lo tanto, sería bueno avanzar en futuros trabajos en la incorporación de estas sustancias al análisis.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados de este trabajo, podemos concluir que ambos arroyos urbanos se encontrarían mayormente impactados en su calidad de agua en sus sitios posturbanos, inmediatamente aguas abajo de las zonas urbanas, los cuales están sujetos a vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales y vertidos industriales (principalmente faena de ganado e industrias alimenticias). El sector alto de estas cuencas, al igual que la totalidad de la cuenca del arroyo HUE (rural, no urbanizado), no demuestran estar impactadas en su calidad de agua, al menos no en los niveles observados para los sitios posturbanos. Aun así, en la cuenca alta de AZ y HUE se advirtieron niveles de nitrato y fósforo por encima de los niveles guía, que serían de origen natural y comunes a la región pampeana, aunque no se descartan aportes de la actividad agropecuaria.

Por otro lado, el mayor caudal de AZ con respecto a LNG, sumado a una menor población, harían que la recuperación de calidad del agua aguas abajo de los vertidos tienda a ser mayor en el primero que en el segundo. Por último, este estudio contribuye a conocer el estado de conservación de estos arroyos pampeanos, el efecto de las zonas urbanas sobre su calidad de agua y a estar alertas de los potenciales peligros a la salud humana y a la biodiversidad que los habita. Esta información constituye un insumo para los tomadores de decisión al momento de desarrollar planes y herramientas de gestión para dichos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

A Andrés Bentivegna por la asistencia con los aforos. A Enrique Queupán y Joaquín Rodríguez por la asistencia en campo. A la Lic. Fernanda Dávila por generar la cartografía. A los profesionales del Laboratorio de aguas del IHLA por los análisis químicos de las muestras: Lic. Fátima Altoalguirre, Tec. Natalia De Líbano y Lic. Pamela Hernández. Este trabajo fue financiado por la UNCPBA a través de los Proyectos Interdisciplinarios Orientados (2021 y 2022) y la CICPBA a través de la convocatoria Soluciones Científico-Tecnológicas para Áreas del Gobierno Provincial.

REFERENCIAS

Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (1986). *Quality criteria for water, 1986* (EPA_440/5-86-001).

<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=00001MGA.txt>

Amuchástegui, G., Di Franco, L. y Feijoó, C. (2016). Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*, 767, 65-79. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2478-8>

Antunes, I. M. H. R., Albuquerque, M. T. D., Oliveira, S. F. y Sánz, G. (2018). Predictive scenarios for surface water quality simulation - A watershed case study. *Catena*, 170, 283-289. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.021>

Ares, M. G., Varni, M., Entraigas, I. y Marzoratti, M. (2007). Uso del suelo y grado de cobertura vegetal en una cuenca del centro de la provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM*, 13, 63-69. <https://doi.org/10.35305/curiham.v13i0.83>

Asociación Americana de Salud Pública (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23^a ed). American Public Health Association.

https://books.google.com.ar/books/about/Standard_Methods_for_the_Examination_of.html?id=V2LhtAEACAAJ&redir_esc=y

Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (2020). *Resolución 283/2019*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/r-esoluci%C3%B3n-283-2019-334281>

Avalo, E., Paz, L. E., Cocherio, J., Simonetti, M., Suárez, J. y Cortelezzi, A. (2022). *Caracterización de los vuelcos de plantas de tratamiento de aguas residuales en Tandil, ¿Dentro de los valores máximos por la legislación?* XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Bahía Blanca, Argentina. <http://hdl.handle.net/11336/232622>

Barranquero, R. S., Guerrero, M., Banda Noriega, R., Ruiz de Galarreta, A., Mezzina, A., Paz, L. E., San Juan, R. F., Varni, M. y Cortelezzi, A. (2023). Environmental assessment of water management and urban growth: A case study in an Argentina Pampean plain's basin. *Applied Geography*, 160, 103095. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.103095>

Bilenca, D. y Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil* (1^a ed.). Fundación Vida Silvestre Argentina. <https://www.vidasilvestre.org.ar/?2900/reas-Valiosa-de-Pastizal>

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A. y Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare?. *Water and Sewage Works*, 117(10). <https://www.researchgate.net/profile/Paul-Hernandez->

- Romero/post/Brown_et_al_1970A_Water_Quality_Index_Do_We_Dare/attachment/5c74aa66cfe4a781a5834c0c/AS%3A730388808880129%401551149670060/download/A-Water-Quality-Index-Do-we-dare-BROWN-R-M-1970.pdf
- Claps, A. (1913). *Informes sobre Desagües en el Sur de la Provincia de Buenos Aires*. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires. Taller de Impresiones Oficiales, La Plata, Argentina.
- Código Alimentario Argentino (s.f.). *Artículo 982*. <https://www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario>
- Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente. (2012). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate. En: *Canadian environmental quality guidelines*. <https://ccme.ca/en/res/nitrate-ion-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
- Cortelezzi, A., Barranquero, R. S., Marinelli, C. B., Fernández San Juan, M. R. y Cepeda, R. E. (2019). Environmental diagnosis of an urban basin from a social-ecological perspective. *Science of the Total Environment*, 678, 267-277. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.334>
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S. y Costa, J. L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, pp. 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>
- Dinno, A. (2017). *Dunn's test of multiple comparisons using rank sums*. R package version, 1(5), 1.
- Entraigas, I., Varni, M., Gandini, M., Usunoff, E. y Vázquez, P. (2004). Inundación y Anegamiento. En M. A. González y N. J. Bejerman (Eds.), *Peligrosidad Geológica en Argentina. Metodologías de Análisis y mapeo. Estudio de casos* (1ª ed.), pp. 230-246. Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería <https://asagai.org.ar/pdf/PELIGROSIDAD-GEOLOGICA-EN-ARGENTINA.pdf>
- Entraigas, I. y Vercelli, N. (2013). *Los paisajes de la Cuenca del arroyo del Azul*. Editorial Martin. ISBN 978-987-543-630-5
- Falasca, S. L., y Bernabé, M. A. (2001). Las precipitaciones en el partido de Tandil. *Actas del 8º Encuentro de Geógrafos de América Latina*, 53-59. <http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal8/Procesosambientales/Climatologia/07.pdf>
- Feijó, C., Messetta, M. L., Hegoburu, C., Gómez Vázquez, A., Guerra-López, J., Mas-Pla, J., Rigacci, L., García, V. y Butturini, A. (2018). Retention and release of nutrients and dissolved organic carbon in a nutrient-rich stream: a mass balance approach. *Journal of Hydrology*, 566, 795-806. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.051>
- Fernández Sayago, M. (2022). *Diagnóstico de la calidad y gestión ambiental del arroyo Napostá Grande* [Tesina de licenciatura en Gestión Ambiental]. Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- González Meléndez, V., Caicedo Quintero, O. y Aguirre Ramirez, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*, 16(1), 97-107. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169427489003>
- Guerrero, E. (2019). *Configuración espacial y procesos de gestión del recurso hídrico superficial en la ciudad de Tandil. Eventos hídricos e inundaciones entre 1951-2017. Argentina* [Tesis de doctorado]. Universidad del Salvador.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Honorable Congreso de la Nación Argentina (1992). *Ley N° 24.051. Residuos peligrosos*. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-24051-450/actualizacion>
- Hoskin, T. (2012). *Parametric and nonparametric: Demystifying the terms*. Mayo Clinic CTSA BERD Resource. <https://www.mayo.edu/research/documents/parametric-and-nonparametric-demystifying-the-terms/doc-20408960>
- Kanu, I., y Achi, O. K. (2011). Industrial effluents and their impact on water quality of receiving rivers in Nigeria. *Journal of applied technology in environmental sanitation*, 1(1), 75-86. https://www.researchgate.net/profile/Ome-Achi/publication/287104597_Industrial_effluents_and_their_impact_on_water_quality_of_receiving_rivers_in_Nigeria/links/611ac3e31ca20f6f86287362/Industrial-effluents-and-their-impact-on-water-quality-of-receiving-rivers-in-Nigeria.pdf
- La Macchia, M. L. y Linares, S. (2021). Impacto de la evolución de la superficie urbana edificada en el escurrimiento superficial de la ciudad de Tandil, Buenos Aires, Argentina: un escenario de simulación con HEC-RAS. *Boletín de Estudios Geográficos*, (115), 65-99. <https://doi.org/10.48162/rev.40.003>
- Matteucci, S., Rodríguez, A., Silva, M. y de Haro, C. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos*

- argentinos (1ª ed.). Orientación Gráfica Editora, 309-348.
https://scholar.google.com/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=Matteucci%2C+S.%2C+Rodríguez%2C+A.%2C+Silva%2C+M.%2C+y+de+Haro%2C+C.+%282012%29.+Ecorregiones+y+complejos+ecosist%C3%A9micos+argentinos.+Buenos+Aires%2C+Orientaci%C3%B3n+Gr%C3%A1fica+Editora%2C+309-348.+&btnG=
- Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación. (2023). *Plan Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación* 2030.
<https://www.argentina.gob.ar/ciencia/plan-nacional-cti/plan-cti>
- Ministerio de Salud (2016). *Resolución 125/2016*.
<https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-125-2016-258698>
- Morrás, H. J. M. (1999). Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in the early 20th century. *Quaternary International*, 62(1), 57-67. [https://doi.org/10.1016/s1040-6182\(99\)00023-3](https://doi.org/10.1016/s1040-6182(99)00023-3)
- Olsen, R. L., Chappell, R. W. y Loftis, J. C. (2012). Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, 46(9), 3110-3122. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.028>
- Organización Mundial de la Salud (2021). *Guidelines on recreational water quality. Volume 1: coastal and fresh waters*.
<https://www.who.int/publications/i/item/9789240031302>
- Othax, N., Peluso, F., Paz, L. E., Barranquero, R., Avalo, E. M., Masson, I., González Castelain, J. y Cortelezzi, A. (2023). Estimación del riesgo a la salud por cafeína y paracetamol en arroyos urbanos. En T. Balaña, E. Elichiribehety, S. González (Eds.), *I Jornadas Integradas de Investigación y Salud* (1ª ed., p. 30). SISP Tandil, UNCPBA, CONICET-Tandil.
<https://www.sisptandil.gob.ar/index.php?id=337>
- Paz, L. E., Barranquero, R., Othax, N., Avalo, E. M., Flores, M., Marino, D. y Cortelezzi, A. (2023). Compuestos farmacéuticos en la cuenca del arroyo Languetú, Tandil (Bs. As. - Argentina). En *Libro de Resúmenes IV Congreso Iberoamericano de Limnología y X Congreso Argentino de Limnología* (p. 87). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Buenos Aires.
<https://drive.google.com/file/d/1QYZ922cMNF45TSz-xVoWefZuvdxh8u-t/view>
- Peluso, F., González Castelain, J., Rodríguez, L. y Othax, N. (2012). Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 18(6), pp. 1186-1215.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2012.722801>
- Peluso, F., Dubny, S., Othax, N. y González Castelain, J. (2014). Environmental risk of pesticides: applying the DelAzulPestRisk model to freshwaters of an agricultural area of Argentina. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(5), 1177-1199.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2014.883800>
- Poder Ejecutivo Nacional (1993) *Decreto 831/93. Reglamentación de la Ley 24051 (residuos peligrosos)*.
<https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/decreto-831-1993-12830>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2020). *SDG Indicator 6.3.2 Technical Guidance Document No. 2: Target Values*.
https://communities.unep.org/display/sdg632/Documents+and+Materials?preview=/32407814/38306400/CDC_GEMI2_TechDoc2_Targetvalues_20200508.pdf
- Rodríguez, L., Gonzalez Castelain, J., Peluso, F. y Othax, N. (2010). Desarrollo de un Índice de Calidad de Agua para la cuenca del Arroyo del Azul, Buenos Aires, Argentina. En *Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras* (pp. 713-720).
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC.
<http://www.rstudio.com/>
- Ruiz de Galarreta, V. A., Banda Noriega, R. B., Barranquero, R. S., Díaz, A. A., Rodríguez, C. I. y Miguel, R. E. (2010). Análisis integral del sistema hídrico, uso y gestión: Cuenca del arroyo Languetú, Tandil, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, 121(4), 343-356.
<http://hdl.handle.net/11336/246278>
- Sala, J. M., Krause, E. y Agugliano, R. (1987). Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires. *Programa Prioritario de Asesoramiento a Municipalidades*, 37. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 231 p.
<https://digital.cic.gba.gob.ar/handle/11746/2025>
- Thornthwaite, C. W. y Mather, J. R. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Publications in Climatology*, 10(3), 183-311.
<https://udspace.udel.edu/handle/19716/35598>
- Vilanova, E. y Jordana, S. (2008). *Guía metodología para la determinación de los caudales ambientales*.

Capítulo de aguas subterráneas. Tomo II: Ejemplos de interacción masas de agua superficial – subterránea en diferentes casos específicos. Instituto Geológico y Minero de España, 30 p. https://info.igme.es/SidPDF/131000/466/131466_000002.pdf

Water Research Center. (22 de agosto de 2023). *Water Quality Index Calculator for Surface Water*. Know your H2O. Recuperado el 22 de agosto de 2023 de <https://www.knowyourh2o.com/outdoor-3/water-quality-index-calculator-for-surface-water>

Wunderlin, D. A., Díaz, M. P., Amé, M. V., Pesce, S. F., Hued, A. C. y Bistoni, M. A. (2001). Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquía river basin (Córdoba–Argentina). *Water Research*, 35(12), 2881-2894. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(00\)00592-3](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00592-3)

Zabala, M. E., Manzano, M. y Vives, L. (2015). The origin of groundwater composition in the Pampeano Aquifer underlying the Del Azul Creek basin, Argentina. *Science of the Total Environment*, 518-519, 168-188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.065>

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5ª ed.). Practice Hall. New Jersey, 944p.

https://books.google.com.ar/books/about/Biostatistica_l_Analysis.html?id=LCRFAQAAIAAJ&redir_esc=y

Zhou, J. L., Zhang, Z. L., Banks, E., Grover, D. y Jiang, J. (2009). Pharmaceutical residues in wastewater treatment works effluents and their impact on receiving river water. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3), 655-661. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.070>

Tipo de publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 11/10/2024, aprobado para su publicación el 31/10/2024 y publicado el 26/12/2024.

COMO CITAR

Masson, I., Gonzalez Castelain, J., Barranquero, R., Othax, N., Krüger, A., González, J. y Peluso, F. (año). Estudio comparativo del impacto de la urbanización sobre la calidad de agua en tres arroyos pampeanos del centro bonaerense de Argentina. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial* (2024): 40 Años del IHLLA. e05. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e05>.

ROLES DE AUTORÍA

Nombre y Apellido de Autores	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ignacio MASSON	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
José GONZALEZ CASTELAIN			X	X	X	X	X	X		X	X	X		
Rosario BARRANQUERO		X	X	X		X	X			X			X	
Natalia OTHAX			X			X	X			X			X	
Alejandra KRÜGER			X		X	X	X			X				
Juliana GONZÁLEZ			X		X	X	X			X				
Fabio PELUSO		X		X		X			X	X				

1. Administración del proyecto; 2. Adquisición de fondos; 3. Análisis formal; 4. Conceptualización; 5. Curaduría de datos; 6. Escritura - revisión y edición; 7. Investigación; 8. Metodología; 9. Recursos; 10. Redacción - borrador original; 11. Software; 12. Supervisión; 13. Validación; 14. Visualización.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial-Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.

EL CAUDAL BASE COMO REFLEJO DE LOS PROCESOS HIDROLÓGICOS A ESCALA CUENCA: UN ESTUDIO DE CASO EN CUENCAS HIDROLÓGICAS DE LLANURA

BASEFLOW AS A REFLECTION OF HYDROLOGICAL PROCESSES AT THE WATERSHEDS SCALE: A CASE STUDY IN PLAIN WATERSHEDS

Romina Marcovecchio ⁽¹⁾, Sebastián Dietrich ⁽²⁾, María Soledad Gualde ⁽³⁾ y María Emilia Zabala ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff" y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Tandil, Argentina.

e-mail: rmarcovecchio@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7470-9117>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff" y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Azul, Argentina.

e-mail: sebadietrich@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7937-4061>

⁽³⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff" y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Azul, Argentina.

e-mail: msgualde@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5348-9047>

⁽⁴⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Usunoff" y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Azul, Argentina.

e-mail: mzabala@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9974-3861>

RESUMEN

El caudal base es un componente clave del ciclo hidrológico, ya que refleja procesos hidrológicos a escala de cuenca. En la cuenca del arroyo del Azul, un sistema de llanura caracterizado por movimientos verticales y almacenamiento predominante sobre el escurrimiento superficial, se ha estudiado el caudal base, pero no su relación con la variabilidad climática. Este trabajo identifica el caudal base en la zona media del arroyo y analiza sus variaciones estacionales en función de la estacionalidad de las precipitaciones, moduladas por el Sistema Monzónico Sudamericano (SMSA). Se utilizó un filtro digital recursivo para identificar el caudal base, cuyos resultados se analizaron considerando la relación cuadrática propuesta por Varni et al. (2019) entre el caudal base y el nivel freático. Los resultados indican que el caudal base representa entre el 60-90% del caudal total durante la fase activa del SMSA (octubre-febrero) y entre el 40-70% en la fase inactiva (marzo-septiembre). Además, la metodología empleada otorga un sentido físico a los filtros digitales al vincularlos con la variabilidad del nivel freático. Este análisis proporciona una visión integral de la dinámica estacional del caudal base y su relación con el ciclo hidrológico y climático.

Palabras clave: Caudal base, BFI, Acuífero Pampeano, Descargas, Variabilidad climática.

ABSTRACT

Baseflow is a key component of the hydrological cycle, reflecting hydrological processes at the watershed scale. In the Azul stream basin, a plain hydrological system characterized by predominant vertical movements and storage over surface runoff, baseflow has been studied, but its relationship with climate variability remains unexplored. This study identifies baseflow in the middle section of the Azul stream and analyzes its seasonal variations in relation to precipitation seasonality, modulated by the South American Monsoon System (SAMS). A recursive digital filter was used to identify baseflow, and the results were analyzed considering the quadratic relationship proposed by Varni et al. (2019) between baseflow and groundwater level. The findings show that baseflow accounts for 60-90% of total flow during the active phase of SAMS (October-February) and 40-70% during the inactive phase (March-September). Furthermore, the proposed methodology provides a physical interpretation of digital filters by linking them to groundwater level variability. This analysis offers a comprehensive understanding of the seasonal dynamics of baseflow and its relationship with the hydrological cycle and climate variability.

Keywords: Baseflow, BFI, Pampean Aquifer, Discharge, Climate Variability.

INTRODUCCIÓN

El intercambio de agua y energía entre la atmósfera y la superficie terrestre es un proceso clave del ciclo hidrológico. A través de la precipitación y la evapotranspiración el agua se desplaza entre ambos sistemas, estableciendo así el vínculo entre lo que se denominan las cuencas atmosféricas y las hidrológicas (van der Ent et al., 2010). Los procesos hidrológicos describen los movimientos del agua en las cuencas hidrológicas, cómo parte del ciclo hidrológico (McMillan, 2022). Así, los procesos hidrológicos no solo regulan los flujos y los almacenamientos de agua, sino que también conectan la atmósfera con la hidrósfera. En este marco, la variabilidad climática cobra relevancia en la circulación y distribución del agua en las cuencas hidrológicas, influyendo tanto en el proceso de recarga de los acuíferos como en la interacción entre el agua subterránea y superficial (Winter et al., 1998; Batista et al., 2018).

El caudal base se destaca como un componente relevante del ciclo hidrológico, ya que refleja los procesos que ocurren a escala de cuenca, integrando la influencia de la variabilidad climática y la dinámica del acuífero (Guisiano et al., 2024). El caudal base es definido por Singh (1969) “*como el flujo neto hacia la corriente desde el almacenamiento del agua subterránea en el acuífero libre*” (McMahon y Nathan, 2021). Constituye el componente del caudal total que se asocia a las descargas del almacenamiento del agua subterránea y mantiene el caudal de los cursos de agua entre los eventos de precipitación, contribuyendo considerablemente a sostener los procesos ecohidrológicos. En este sentido, la evaluación de la interacción entre el agua superficial y el agua subterránea es fundamental para el manejo del recurso hídrico y la gestión de ecosistemas dependientes del agua subterránea (Winter et al., 1998; Woessner, 2000; Sophocleous, 2002).

La tasa en que el agua subterránea descarga en ausencia de recarga fue uno de los primeros campos de investigación en la hidrología; así como es un ejercicio tradicional de la misma la separación del escurrimiento directo y el caudal base. El caudal base, es el componente del caudal asociado a las descargas desde el almacenamiento subterráneo y es utilizado en análisis regionales para describir los parámetros que caracterizan la disminución del caudal en ausencia de recarga. El caudal base suele asociarse a un parámetro característico de cada cuenca

hidrológica, conocido como la constante de recesión, el cual forma parte de su curva de recesión. Esta constante se relaciona con la geomorfología de la cuenca y es indicadora de las características del flujo en la misma. Si bien existen muchas técnicas de separación del caudal base y el escurrimiento directo, es importante resaltar que la mayoría de las mismas son metodologías aproximadas, ya que la complejidad de los procesos hidrológicos es tal, que incluso el término caudal base, es más bien de carácter conceptual más que una descripción precisa de los orígenes del agua (Nathan y McMahon, 1990). Las técnicas de separación de caudal base y escurrimiento directo, se basan en la ecuación de recesión, ecuación (1):

$$Qt = Q_0 e^{(-\alpha \cdot t)} \quad (1)$$

donde Qt es el caudal en el tiempo t , que es igual a la descarga inicial Q_0 , mientras que $e^{(-\alpha \cdot t)}$ es la constante de recesión.

El modelo de recesión exponencial y el marco teórico para el desarrollo de algoritmos de filtrado se construyeron bajo el supuesto de que el caudal de salida es linealmente proporcional a su almacenamiento (Eckhardt, 2005; Eckhardt, 2008). A partir de la ecuación (1) se definen técnicas gráficas, las cuáles son aplicables a eventos de crecida y recesión, así como también, técnicas automatizadas para la separación de caudal base a partir de la aplicación de filtros digitales. Las técnicas de separación de hidrogramas basadas únicamente en el hidrograma son arbitrarias y no pueden validarse sin datos de campo. Sin embargo, las técnicas automatizadas son comparables con las técnicas de separación manual basadas en la curva maestra de recesión (Nathan y McMahon, 1990).

Otras metodologías que permiten identificar el caudal base son las denominadas metodologías con trazadores, las cuáles son más efectivas ya que consideran los procesos físicos y químicos. Guisiano et al. (2024) realizan la calibración de métodos automatizados para la separación del hidrograma, identificando los componentes del caudal mediante EMMA (End-Member Mixing Analysis, por sus siglas en inglés) y definen los trazadores óptimos para el caudal base a través de los cuales calibran el filtro digital recursivo (Lyne y Hollick, septiembre, 1979; Chapman, 1991; Chapman y Maxwell, enero, 1996; Eckhardt, 2005). Es la primera vez que se realiza la calibración de un método automatizado con trazadores.

En la cuenca del río Quequén Grande (provincia de Buenos Aires), Alcaraz et al. (2024) utiliza valores de ^3H para separar la escorrentía directa y caudal base. Estos autores calculan que la proporción de caudal base varía entre 36-88% por evento de crecida. Si bien la metodología de trazadores presenta resultados que son conceptualmente más precisos, estos son costosos dado el elevado número de muestreos que deben realizarse. Y estudios anteriores como Gonzales et al. (2009) han identificado un buen ajuste de los filtros digitales a los trazadores hidroquímicos e isotópicos con diferencias de aproximadamente 10%.

En la cuenca del arroyo del Azul, Varni et al. (2019) usan un filtro digital recursivo para calcular el caudal base que descarga al arroyo en la estación de aforo Seminario (Figura 1), e identifican que el caudal base tiene una relación cuadrática con la altura del nivel freático. Este trabajo se realizó a partir del análisis de la piezometría en 6 piezómetros de 10 m de profundidad pertenecientes a la red de monitoreo del Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) (Figura

1). El filtro digital utilizado, es un filtro digital recursivo, correspondiente al filtrado de paso bajo de un hidrograma (Lyne y Hollick, septiembre, 1979; Eckhardt, 2005; Varni et al., 2019), que se basa en que, en el espectro de frecuencia de un hidrograma, las ondas largas tendrán mayor probabilidad de estar asociadas al caudal base, mientras que la variabilidad de alta frecuencia será causada principalmente por la escorrentía directa.

La cuenca del arroyo del Azul es un sistema hidrológico de llanura, donde dominan los movimientos verticales del agua y el almacenamiento sobre la escorrentía superficial. En estos sistemas, las descargas por evapotranspiración alcanzan el 90% de la descarga total del sistema (Usunoff et al., 1999). Aunque se ha avanzado en el conocimiento sobre las descargas y el caudal base en la cuenca del arroyo del Azul (Varni et al., 2019; Guevara Ochoa et al., 2020; Zabala et al., 2021), aún no se comprende completamente la relación entre la variabilidad climática y la interacción entre el agua superficial y subterránea.

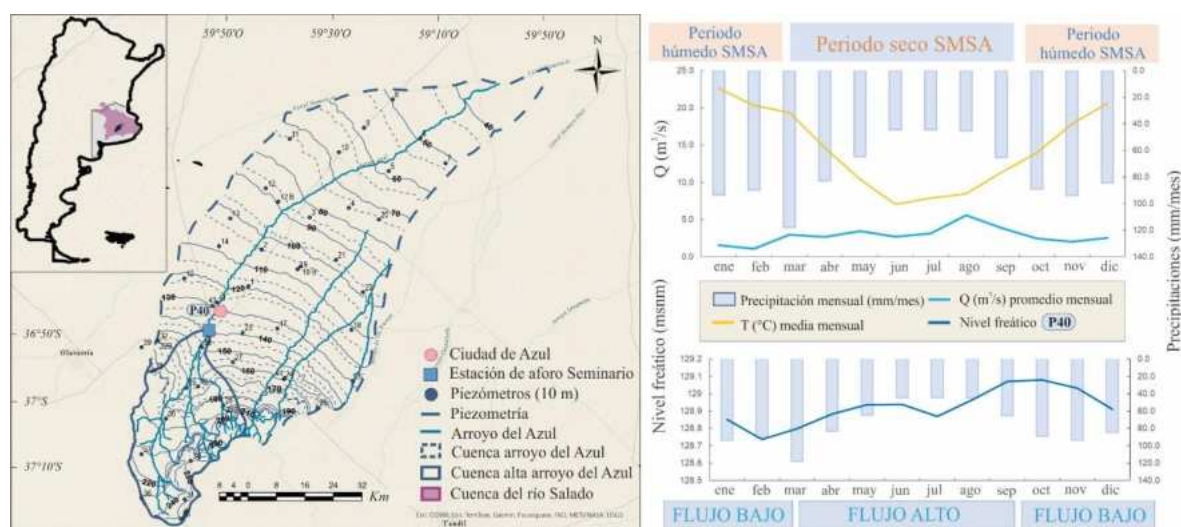


Figura 1. Izquierda superior: ubicación de la cuenca del río Salado y de la cuenca del arroyo del Azul. Izquierda centro: ubicación de la cuenca del arroyo del Azul y sitios de estudio. Derecha: evolución temporal de las variables meteorológicas e hidrológicas.

OBJETIVOS

Los objetivos de este trabajo son identificar el caudal base en la zona media de la cuenca del arroyo del Azul (Partido de Azul, Buenos Aires) y analizar sus variaciones estacionales en relación con las variables meteorológicas. Comprender la magnitud, frecuencia y origen de los flujos que sostienen el caudal del arroyo, dado que esto es clave para la gestión

adecuada del recurso hídrico y la protección de los ecosistemas dependientes del agua subterránea.

SITIO DE ESTUDIO

La cuenca hidrológica del arroyo del Azul se ubica en la llanura pampeana, en el centro de la provincia de Buenos Aires (Argentina) y constituye una subcuenca

de la cuenca del río Salado. Posee un área de 6237 km² y su cauce principal es el arroyo del Azul, el cual escurre de SO a NE durante 160 km hasta ser interceptado por el Canal 11 (Figura 1).

La cuenca del arroyo del Azul puede subdividirse en función de las pendientes topográficas en cuenca alta, con pendientes entre 5-0.5% y en cuenca baja con pendientes igual o menores a 0.2% (Sala et al., 1987). La cuenca alta se caracteriza por un fuerte control estructural, el cual se expresa en una red de drenaje con diseño dendrítico, mientras que en cuenca baja la red de drenaje se caracteriza por estar pobremente definida y los cursos de agua suelen ser paralelos a subparalelos al curso principal debido a la baja pendiente topográfica.

Desde el punto de vista morfoestructural la cuenca del arroyo del Azul está ubicada en los ámbitos del sistema de Tandilia y la cuenca tectónica del Salado; limitadas por la escarpa de falla denominada “Costa de Heusser” (Teruggi y Kilmurray, 1975). Durante el Cenozoico tardío, una cubierta sedimentaria continental extensiva se acumula en ambas unidades morfoestructurales, sobreyaciendo los afloramientos del Precámbrico del sistema de Tandilia, dando origen al actual paisaje de llanura (Zárate y Rabassa, 2005).

Dentro de las secuencias sedimentarias cenozoicas se diferencian dos secuencias sedimentarias principales. La secuencia sedimentaria inferior, neógena, es principalmente de origen fluvial con menores eventos eólicos. Está conformada principalmente por facies conglomerádicas, arenosas y arcillosas. La secuencia sedimentaria superior, cuaternaria, está compuesta principalmente por sedimentos de origen eólico y episodios fluviales dispersos, con una corteza calcárea generalizada. Esta secuencia la conforman principalmente facies limosas y arcillosas de forma subordinada. Las secuencias sedimentarias están separadas por una facie conglomerádica. Ambas secuencias sedimentarias constituyen el acuífero Pampeano, el cual se caracteriza por ser un sistema multicapa que presenta un espesor de 100-120 m en la ciudad de Azul (Gualde et al., 2024). El acuífero Pampeano presenta una conductividad hidráulica horizontal (Kh) de 5 m/d y una conductividad hidráulica vertical (Kv) de 0.5 m/d (Varni y Usunoff, 1999). La superficie freática en el área analizada se encuentra entre la equipotencial de 250 msnm y la isopieza de 130 msnm, y las líneas de flujo convergen hacia el NE en la estación de aforo Seminario (Figura 1).

La recarga total anual promedio es de 250 mm; siendo los meses de marzo y agosto cuando se producen las mayores recargas del acuífero freático. La profundidad del nivel freático varía entre 1-5 m de profundidad. Alcanzando las mayores profundidades el mes de febrero, influenciado por las mayores descargas por evapotranspiración de los meses de diciembre, enero y febrero (Varni et al., 2019). Las descargas verticales del acuífero freático a la atmósfera tienen un promedio anual de 105 mm (Marcovecchio y Varni, 2020). Guevara Ochoa et al. (2020) estimaron el valor medio de las descargas del acuífero freático al arroyo del Azul en 34 mm/año. Sumado a esto, Varni et al. (2019) identifica que las descargas del acuífero freático al arroyo del Azul mantienen una relación con la altura de la superficie freática que puede expresarse a través de una función cuadrática. Estas descargas del acuífero freático que sostienen al arroyo del Azul en períodos con ausencia de precipitaciones, mantienen las temperaturas estacionales relativamente estables, así como también los contenidos de oxígeno disuelto (Varni et al., 2019).

En cuenca alta la recarga es local, y los flujos locales dan origen al flujo base. A partir de la escarpa de falla “Costa de Heusser”, el espesor del acuífero Pampeano en la cuenca del arroyo del Azul comienza a ser considerable permitiendo el desarrollo de flujos regionales. Si bien los flujos regionales están fuera del alcance de los cuerpos y cursos de agua superficial, se espera que parte de estos flujos regionales alimenten las descargas en la zona media del arroyo del Azul y que aumenten hacia cuenca baja donde son relevantes en el volumen de agua transportado por el acuífero (Varni et al., 2007; Zabala et al., 2021).

La dirección de escurrimiento del agua superficial y subterránea es hacia el NE, hacia la cuenca del Salado. El arroyo del Azul, en la estación de aforo Seminario (Figura 1) tiene un caudal promedio anual de 2.84 m³/s (Zabala et al., 2021). Se considera a la estación de aforo Seminario, como el cierre de cuenca alta. Esta subcuenca presenta un área de 1044.85 km², y el arroyo del Azul es el cauce principal, resultado de la confluencia del arroyo Azul superior con el afluente Videla, al que luego se suma el Santa Catalina.

Si bien la distribución de las precipitaciones en Sudamérica depende de su localización geográfica y la estacionalidad, se puede considerar que esta distribución depende principalmente del Sistema

Monzónico Sud Americano (SMSA), el cuál es un sistema atmosférico complejo cuyas características dependen de la combinación de diferentes variables para su desarrollo. Algunas de ellas son la posición e intensidad del Anticiclón Sudamericano y el flujo de humedad del Amazonas (Raia y Cavalcanti, 2008). El SMSA presenta dos estaciones bien definidas, una estación lluviosa (noviembre-marzo) y una estación seca (mayo-septiembre). Estos períodos se caracterizan por tener diferentes sistemas de circulación en los altos y bajos niveles de la atmósfera (Ferreira y Reboita, 2022). Además, estos mismos autores identifican áreas de Sudamérica con comportamientos homogéneos de la precipitación, asociándolos a los sistemas atmosféricos que actúan sobre ellos. En este marco regional, la provincia de Buenos Aires corresponde al sur de la cuenca de La Plata, la cual presenta un ciclo anual de la precipitación monzónico, con mayores precipitaciones durante el verano (diciembre, enero y febrero) y menores en invierno (junio, julio y agosto). En el verano, debido a la disponibilidad de energía solar, el intenso calentamiento de la superficie terrestre favorece el desarrollo de sistemas convectivos. Además, esta región recibe humedad y calor desde latitudes tropicales por la corriente de chorro sudamericana de nivel bajo (South American Low Level Jet) principalmente en el verano, justificando las mayores precipitaciones en esta estación. Es así que, las precipitaciones durante la estación húmeda del SMSA son sostenidas principalmente por Sistemas Convectivos de Mesoescala (MSC) y en la estación inactiva del Monzón Sudamericano las precipitaciones están asociadas mayormente a sistemas frontales (Raia y Cavalcanti, 2008).

METODOLOGÍA

Se cuenta con series de datos meteorológicos e hidrológicos diarios para el período 1/12/2020-4/06/2024 (1282 días).

Los datos de precipitación y temperatura diaria proceden de la estación Juan Carlos Ceraldi del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), ubicada en la ciudad de Azul, en la margen SE de la estación de aforo Seminario (Figura 1). Los datos de caudales derivan de la estación de aforo Seminario (estación 4069 del Sistema Nacional de Información Hídrica Nacional) y son recolectados por una estación limnimétrica de registro automático horario perteneciente y operada por el Instituto de Hidrología

de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff". La altura del nivel freático (NF) es registrada por el IHLLA con frecuencia diaria, en el piezómetro denominado P40, localizado en la ciudad de Azul (cuenca media, aguas abajo de la estación de aforo Seminario) (Figura 1). Es el piezómetro con mayor registro diario disponible en las cercanías del arroyo, el cuál ha sido registrado desde diciembre de 1991 hasta la actualidad. Al respecto, Varni et al. (2014) identifican que la relación entre los niveles de descarga y distancia a la descarga varía menos que el nivel freático en el punto de observación, por lo cual, los descensos anuales y la profundidad media anual del nivel freático mantienen una relación inversa que presenta un $r^2 = 0.87$ y obtiene una relación aceptable entre la variabilidad del nivel freático anual y el caudal base anual en la estación de aforo Seminario ($r^2 = 0.73$). P40 tiene una profundidad de 7.7 m. En la Tabla 1 se presenta un resumen de los datos disponibles.

Tabla 1. Variables meteorológicas e hidrológicas utilizadas para el análisis. N = 1282.

Variables	Frecuencia	Unidad	Responsable
Precipitación	Diaria	mm	SMN
Temperatura	Diaria	°C	SMN
Caudal	Diaria	m³/s	IHLLA
NF P40	Diaria	msnm	IHLLA

Las series de datos diarias de caudales y niveles freáticos presentaban valores faltantes. Para completaras se utilizó el método de interpolación lineal implementado en la librería Pandas del lenguaje de programación Python (Reback et al., 2020).

El análisis estacional se realizó en función de la distribución anual de las precipitaciones generadas por el SMSA, considerando la fase húmeda de octubre a febrero y la fase seca de marzo a septiembre. Se analizaron los promedios mensuales y anuales de las series diarias de precipitación, temperatura, caudales y niveles freáticos, correspondientes al periodo comprendido entre diciembre de 2020 y junio de 2024. Además, se evaluaron eventos de recesión para el mismo intervalo temporal.

Por otro lado, se realizó la separación del hidrograma de la estación de aforo Seminario. La técnica aplicada en este trabajo permite dividir al caudal en dos componentes, la escorrentía directa y el caudal base. La misma se denomina filtro digital recursivo (Rodríguez et al., 2000) y fue propuesta por Lyne y Hollick (septiembre, 1979). Entre algunos de los muchos artículos en los que se encuentra utilizada

podemos citar a Nathan y McMahon (1990), Eckhardt (2005) y Varni et al. (2013, 2019). En este caso, para la serie de caudales diarios (m^3/s) de la estación Seminario (período 2003-2024) se utilizó el parámetro de ajuste $\alpha = 0.95$ (Nathan y McMahon, 1990; Eckhardt, 2005). Luego, para esta serie se realizaron 5 pasadas del filtro digital recursivo. Para evaluar y cuantificar la relación entre los resultados de las 5 pasadas del filtro y las demás variables del conjunto de datos (precipitación, temperatura, altura NF), se realizó una correlación de Spearman multivariada con la librería `scipy.stats`. (Virtanen et al., 2020). Esta correlación permitió identificar el filtro digital que tiene la mejor relación con la variabilidad del nivel freático.

Cómo se mencionó anteriormente, Varni et al. (2019) identificaron una relación cuadrática entre la altura del acuífero freático y el caudal base en el arroyo del Azul, presentada en la ecuación (2):

$$Qb = 0.56 * LP^2 - 118.77 * LP + 6297.4 \quad (2)$$

siendo Qb el valor del caudal base (m^3/s) y LP la altura del nivel freático (msnm) en el piezómetro 19B (La Posta).

Este conocimiento antecedente, y la identificación del filtro digital que representa el comportamiento del caudal base en la cuenca del arroyo del Azul, permitió el análisis de la relación entre el filtro digital seleccionado y la altura del acuífero freático mediante un modelo de regresión lineal, con una función polinómica de grado 2 con la librería `sklearn` (Pedregosa et al., 2011).

Para el modelo de regresión, se asume que, a la misma altura del nivel freático, el menor valor del filtro digital corresponde a la descarga del acuífero, basados en el supuesto de que el flujo de salida del acuífero es linealmente proporcional a su almacenamiento (acuífero Dupuit-Boussinesq) (Brutsaert y Nieber, 1977); mientras que valores mayores indican la presencia de flujos subsuperficiales además de la descarga del acuífero freático. El ajuste de la ecuación se llevó a cabo utilizando los valores mínimos de caudal base para cada altura del nivel freático, sin eliminar valores atípicos o datos con variaciones considerables de caudal base en alturas sucesivas. Esta decisión buscó evitar el sobreajuste del modelo. Se empleó una regresión polinómica de segundo grado, ajustando los parámetros para que la parábola se aproximé asintóticamente a $0.2 \text{ m}^3/\text{s}$ a partir de 128.5 msnm ,

correspondiente al menor caudal base identificado para esta altura del acuífero freático.

Por último, para realizar el análisis estacional de las descargas del acuífero freático al arroyo del Azul, se calculó el Índice de Caudal Base (en inglés BFI, Baseflow Index). El BFI es la relación entre el caudal base y el caudal total (Gustard et al., 1992). Se utilizó el caudal base calculado a partir del modelo de regresión cuadrática en función de la altura del nivel freático. Se realizó el promedio mensual del BFI diario y se exploró la relación del BFI promedio mensual con las variables meteorológicas e hidrológicas a través de una correlación multivariada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de las variables meteorológicas e hidrológicas

Durante el período de estudio, la precipitación media anual fue de 1011 mm , distribuidos en 531 mm durante la fase húmeda (octubre a febrero) y 480 mm en la fase seca (marzo a septiembre). Las temperaturas promedio registradas alcanzaron 19°C en la fase húmeda y 11°C en la fase seca. Estos resultados sugieren una marcada estacionalidad en el régimen hídrico de la región, impulsada por distintos mecanismos meteorológicos en cada fase del SMSA (Figura 2). Ferreira y Reboita (2022) destacan que las precipitaciones de la fase húmeda se originan principalmente en tormentas convectivas, en concordancia con Sarochar et al. (2005), quienes observaron que en la región pampeana las mayores precipitaciones ocurren entre noviembre y febrero, siendo el 75% del total anual producto de eventos convectivos. A diferencia de la fase seca SMSA, donde las precipitaciones se asocian con el ingreso de frentes fríos (Raia y Cavalcanti, 2008).

En la Figura 2 se presentan los promedios mensuales obtenidos para las variables meteorológicas e hidrológicas analizadas, clasificando los meses según la estacionalidad del SMSA.

En el mismo período, se identificaron 25 eventos de recesión hídrica, con un promedio anual de 7 eventos de recesión. En la estación de aforo Seminario, los caudales promedio fueron de $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ durante la fase húmeda y de $3.9 \text{ m}^3/\text{s}$ en la fase seca, por lo que podríamos definir que la estación de flujo alto del arroyo del Azul se corresponde con la estación seca del SMSA.

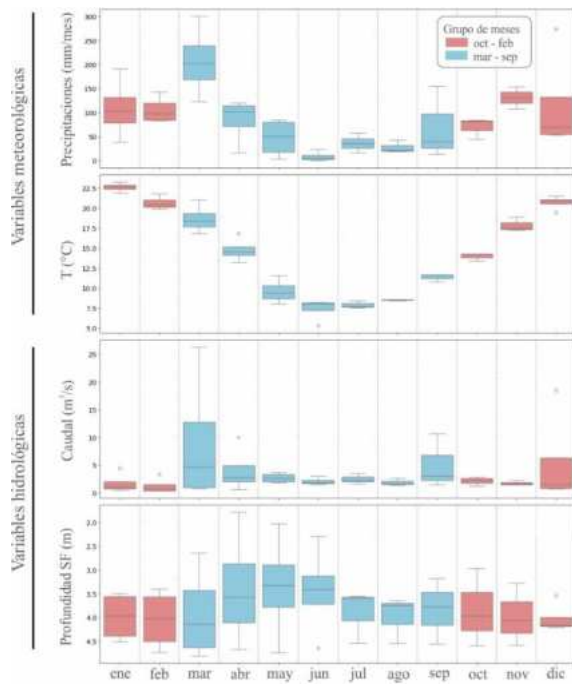


Figura 2. Promedios mensuales (diciembre 2020-junio 2024) de variables meteorológicas [precipitación y temperatura (T)] e hidrológicas [Profundidad superficie freática (SF) y caudal]. Fase activa del SMSA: octubre-febrero; fase inactiva: marzo-septiembre.

Por otro lado, la profundidad media de la superficie freática (SF) medida en el piezómetro 40 (P40) fue de 3.9 m durante la fase húmeda y de 3.7 m en la fase

seca (Figura 2). Este patrón indica una leve disminución en el nivel freático durante la fase de mayor precipitación, lo que podría estar vinculado a los patrones de recarga y descarga característicos de la región pampeana. Varni et al. (2019) sugieren que las descargas por evapotranspiración (EVT) alcanzan sus niveles más altos durante los meses de diciembre, enero y febrero, lo cual podría contribuir a explicar la disminución observada en la profundidad de la superficie freática durante la fase húmeda.

Separación del hidrograma

Los resultados de separación del hidrograma se presentan en la Figura 3, donde se puede observar el caudal total en relación a los 5 filtros analizados. Los filtros 1 y 2 corresponden a una respuesta rápida del caudal base a los eventos de tormenta, y los filtros 3, 4 y 5 a respuestas diferidas del caudal base a los eventos de tormenta.

La relación entre las variables meteorológicas, hidrológicas y los resultados aportados por el filtro digital fueron descritas mediante un análisis de correlación multivariado. Este análisis permitió identificar al filtro 'n3' como caudal base en la estación de aforo Seminario, debido a la fuerte correlación hallada entre dicho filtro y la variabilidad del nivel freático. Siendo el coeficiente de correlación 0.65 con un p-valor significativo ($1.59 \cdot 10^{-152}$) [Figura 4-Izquierda. Ver valor de NF (msnm) vs. 'n3'].

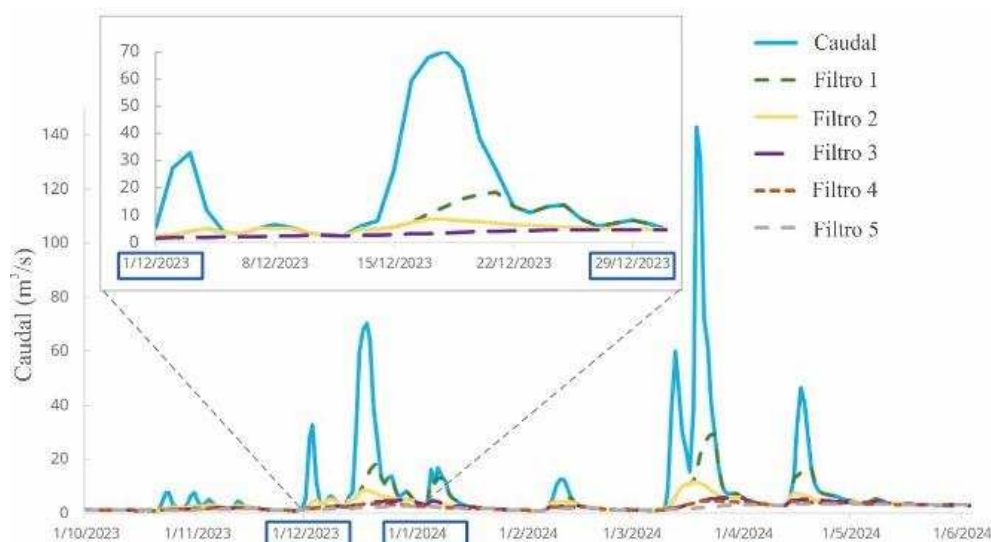


Figura 3. Separación del hidrograma de la estación de aforo Seminario con el filtro recursivo digital (Rodríguez et al., 2000). Detalle de los filtros 1, 2 y 3 en relación al comportamiento del caudal total durante dos eventos de crecida durante el mes de diciembre 2023.

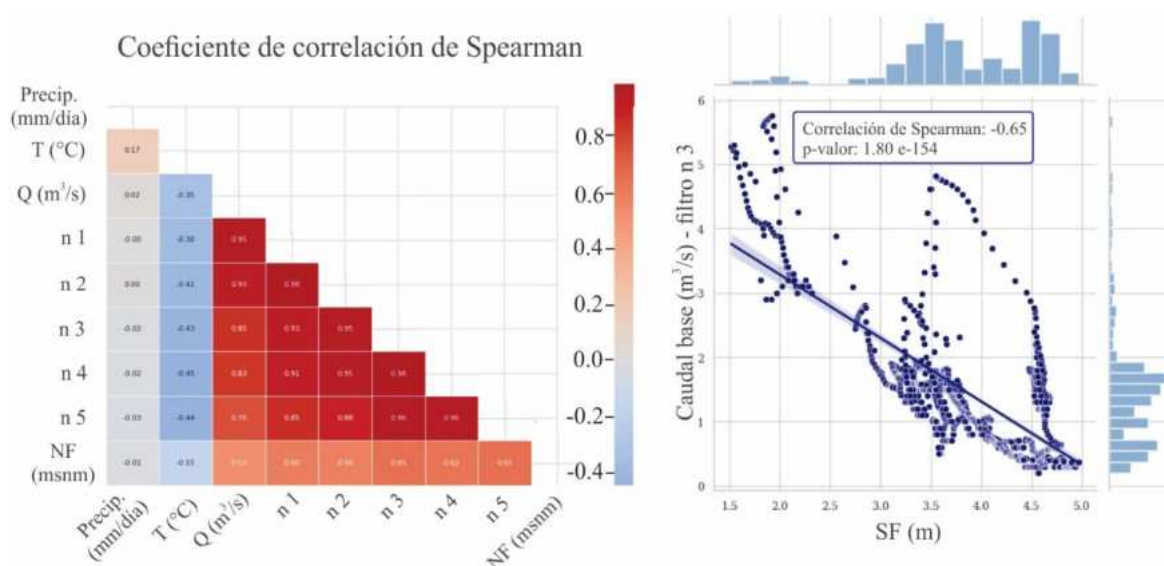


Figura 4. Izquierda: Análisis de correlación multivariada (coeficientes de correlación de Spearman). Derecha: Diagrama de dispersión de la relación profundidad de la SF en P40 y caudal base.

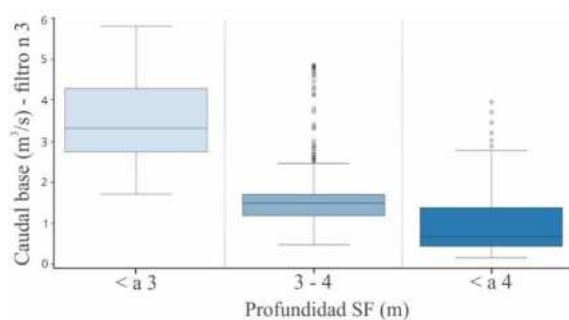


Figura 5. Relación entre la profundidad del acuífero freático en P40 y el caudal base definido a través del filtro digital.

Del análisis de la relación entre la variabilidad del nivel freático (P40) y la variabilidad del caudal base (filtro n3), se observó que cuando la profundidad de la superficie freática (PSF) es inferior a 3 m, el caudal base oscila entre 2.7 y 6 m³/s. En rangos de profundidad entre 3 y 4 m, el caudal base disminuye, variando entre 1.2 y 1.7 m³/s; y cuando la PSF se sitúa a más de 4 m de profundidad, el caudal base se reduce aún más, fluctuando entre 1.4 y 0.5 m³/s; siendo los mínimos valores de caudal base observados de 0.2 m³/s (Figura 5).

Estas observaciones coinciden con Varni et al. (2019), quienes concluyeron que el caudal base depende poco de la variabilidad del nivel freático cuando el mismo se encuentra a grandes profundidades. Según estos autores, a partir de una profundidad de 2.5 m, el caudal base comienza a aumentar en aproximadamente 1 m³/s por cada 50 cm de ascenso del nivel freático.

Como se mencionó en la metodología, se ajustaron los caudales base según el filtro digital n3 en función de los niveles freáticos medidos en P40, entendiendo a los niveles freáticos como la elevación de la superficie freática respecto al nivel del mar. Con lo cual, se obtuvo la ecuación (3):

$$y = \max(0.39x^2 - 100.79x + 6467.63, 0.2) \quad (3)$$

con un valor de ajuste R^2 de 0.49. El ajuste se muestra en la Figura 6.

En coincidencia con lo identificado por Varni et al. (2019) la relación entre el caudal base y el nivel freático es caracterizada por una ecuación cuadrática, indicando que el caudal base no aumenta de forma lineal con el ascenso del nivel freático y se incrementa de forma acentuada cuando los niveles son someros. Sin embargo, el valor de R^2 indica que la altura del nivel freático explica solo el 50% del caudal base obtenido mediante el filtro digital, sugiriendo que otros procesos también contribuyen significativamente al caudal base.

El análisis de la relación entre niveles freáticos y los caudales base, muestra que a partir de los 2.7 m de profundidad (equivalente a 130.5 msnm en P40), el comportamiento del caudal base en función de la profundidad de la SF cambia de forma significativa: se observa un incremento marcado del caudal base cuando la profundidad de la SF es más somera que 2.7 m, mientras que tiende a estabilizarse en aproximadamente 0.2 m³/s cuando la superficie

freática alcanza los 4 metros de profundidad (128.5 msnm en P40). Esta observación, junto con la profundidad promedio de la superficie freática durante la época húmeda del Monzón Sudamericano (3.9 metros), sugiere que otros procesos, como los flujos subsuperficiales, podrían ser un componente relevante del caudal base durante los meses de octubre a febrero. El análisis de los errores estacionales también permite identificar que los valores que presentan mayor discrepancia entre lo

observado y lo predicho corresponden a caudales base elevados asociados con niveles freáticos profundos. Esta situación se presenta principalmente durante la fase húmeda del Monzón Sudamericano.

Finalmente, aquellos caudales base que se encuentran por debajo de la curva de regresión para un determinado valor del nivel freático, podrían ser atribuidos a efectos locales o efectos de la evapotranspiración.

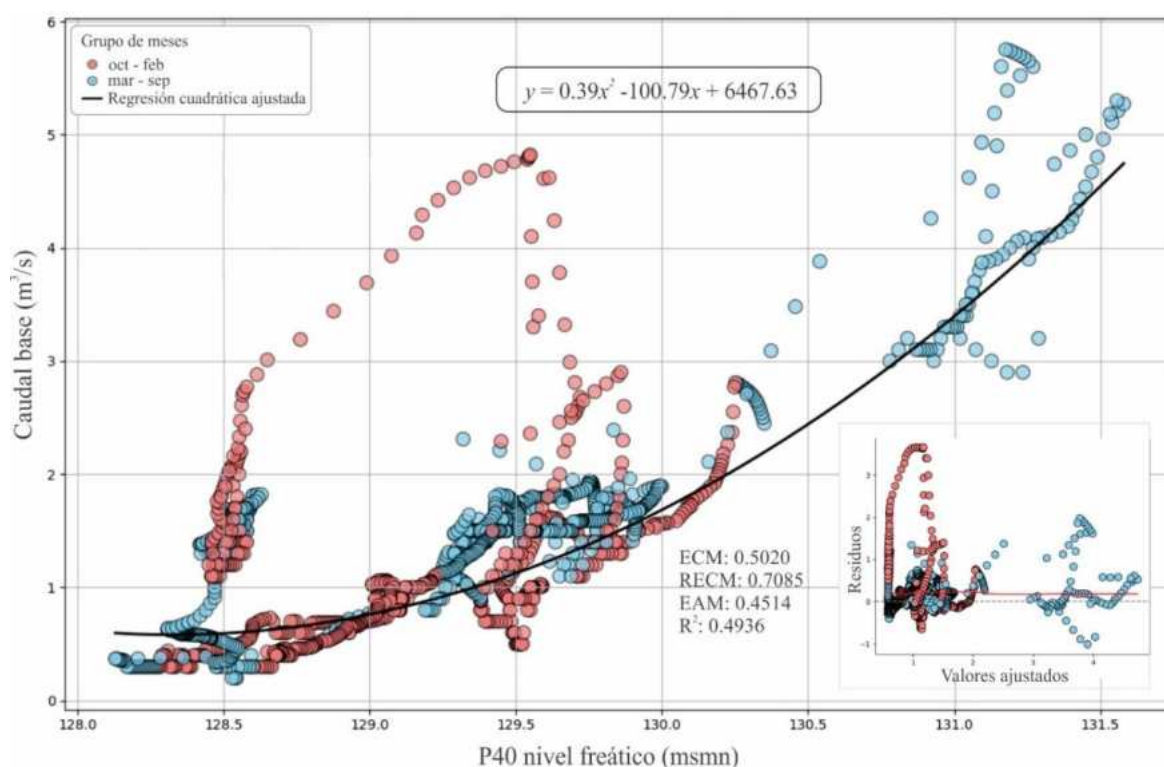


Figura 6. Modelo de regresión polinómica de grado 2. Residuos vs. valores ajustados, mostrando mayor desviación de los valores esperados entre octubre y febrero.

El caudal base anual promedio aportado por las descargas del acuífero freático, calculado entre diciembre de 2020 y junio de 2024, es de 1.14 m³/s, lo que equivale a 34.6 mm/año en la estación de aforo Seminario. Este valor es consistente con la estimación realizada por Guevara Ochoa et al. (2020), quienes, a través de modelación acoplada SWAT-MODFLOW, definieron un promedio anual de descargas subterráneas al arroyo del Azul en 34 mm/año con cierre en la estación Seminario. Así como también definieron que son mayores las descargas subterráneas hacia el arroyo durante el invierno y primavera, y menores en verano, debido a la variación

de la evapotranspiración. Lo cual es consistente con el análisis desarrollado a través de la ecuación de regresión cuadrática, quien indica que las mayores descargas del acuífero freático ocurren cuando el nivel freático se encuentra a una profundidad menor a los 3 m. Esta situación es identificada principalmente entre los meses de marzo-septiembre, en coincidencia con la estación seca del SMSA.

En la Figura 7 se puede observar la relación entre el caudal total, el caudal base registrado por el filtro digital y el caudal base proveniente de las descargas del acuífero freático.

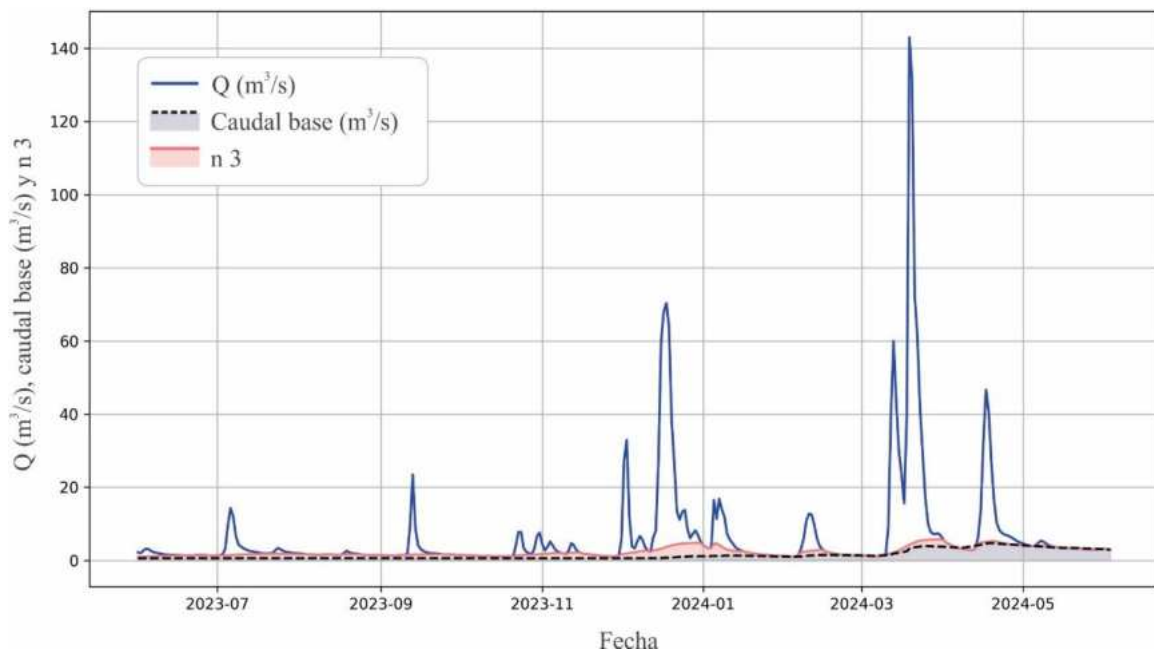


Figura 7. Separación del hidrograma (junio 2023-junio 2024). Caudal total, caudal base identificado por el filtro digital (n3) y descargas del acuífero freático modelado por la ecuación de regresión 3.

En los eventos de recesión el caudal total coincide con las descargas del acuífero freático y en eventos de crecida, el filtro digital se diferencia de las descargas del acuífero freático. Estas diferencias podrían estar asociadas al desarrollo de otros flujos que responden con retraso a los eventos de tormenta como los flujos subsuperficiales (Nathan y McMahon, 1990).

Análisis estacional del BFI

A partir del análisis de los promedios mensuales del BFI en el período analizado, en la Figura 8, podemos observar que, durante los meses de enero y febrero, el arroyo se sostiene principalmente por las descargas del acuífero freático, representando las descargas del acuífero el 90% del caudal total. Diciembre muestra

la mayor variabilidad del BFI, con valores que oscilan entre el 10% y el 90% de las descargas del acuífero en relación con el caudal total. Durante los meses de marzo a septiembre, que corresponden a la estación seca del SMSA y coinciden con la estación de flujo alto del arroyo, las descargas del acuífero representan entre un 45% y 75% del caudal total (Figura 8). Resultados similares fueron logrados por Alcaraz et al. (2024), quienes estimaron la proporción de caudal base en eventos de tormenta durante el mes de marzo utilizando la separación del hidrograma con 3H . Los valores encontrados por estos autores oscilan entre el 36% y el 47%. Esta similitud respalda la validez de los métodos de separación de hidrogramas mediante filtros digitales, los cuales permiten la separación del hidrograma en series de tiempo continuas.

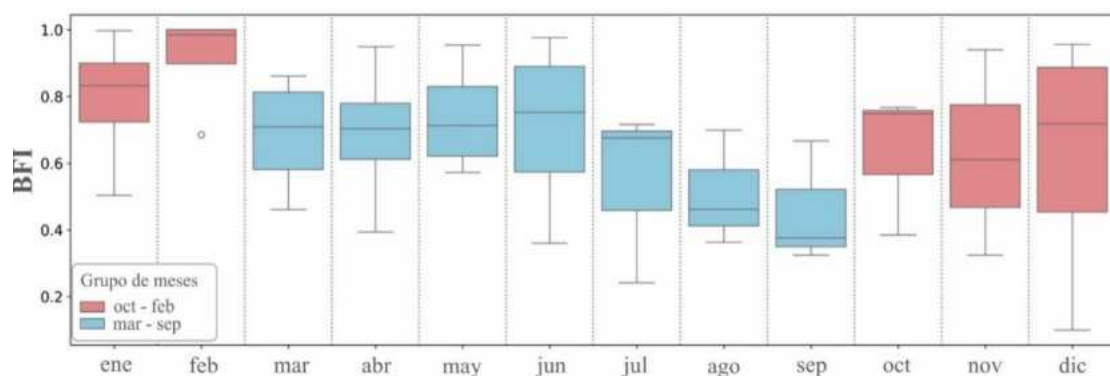


Figura 8. Distribución mensual del BFI. Fase activa del SMSA: octubre-febrero; fase inactiva: marzo-septiembre.

La correlación multivariada del BFI con las variables meteorológicas e hidrológicas es baja; sin embargo, muestra una correlación moderada con la temperatura mensual ($r = 0.28$) y un valor p significativo (6.8×10^{-2}). Esta relación entre las proporciones del BFI y las variables meteorológicas e hidrológicas es coherente con los hallazgos de Varni et al. (2019) y Guevara Ochoa et al. (2020), quienes destacan la evapotranspiración como un proceso clave que influye en la interacción entre el agua superficial y subterránea.

La variabilidad estacional en la relación entre las descargas del acuífero y el caudal total, junto con la correlación multivariada de los promedios mensuales del BFI con variables meteorológicas e hidrológicas, resalta la influencia del proceso de evapotranspiración en los componentes del caudal total, especialmente durante la fase húmeda del SMSA. En esta fase, entre los meses de octubre a febrero, la relación entre el filtro digital y la variabilidad del nivel freático evidencia la contribución de los flujos subsuperficiales al caudal base, debido a un nivel freático más profundo, resultado de una mayor evapotranspiración. Por el contrario, durante la fase seca del SMSA, entre los meses de marzo a septiembre, el nivel freático es más somero, lo que incrementa la participación del agua subterránea en el caudal total. No obstante, aunque el caudal base es mayor debido a niveles freáticos más superficiales, el componente de escurrimiento directo representa una proporción más significativa del caudal total en comparación con los meses de octubre a febrero.

CONCLUSIONES

El análisis del caudal base permite comprender las variaciones de almacenamiento del acuífero freático, asociadas a la variabilidad climática y la variabilidad en la interacción del agua superficial y el agua subterránea. Esto nos acerca a la comprensión en cómo las relaciones entre los flujos atmosféricos controlan los procesos hidrológicos que son sustento de ecosistemas que dependen de las aguas subterráneas.

Este estudio identificó y cuantificó la variabilidad mensual de los componentes del caudal total del arroyo del Azul en el período diciembre 2020-junio 2024 en la cuenca alta del arroyo del Azul. Se observó que el caudal total promedia $1.9 \text{ m}^3/\text{s}$ durante la fase húmeda del SMSA y $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ durante la fase seca en la estación de aforo Seminario. Así mismo, se

identificó que, el caudal base presenta un comportamiento estacional muy marcado, variando entre 60-90% del caudal total entre octubre-febrero, la fase húmeda del SMSA, y entre 40-70% durante la fase seca del SMSA. Durante la fase húmeda, el caudal base es aportado principalmente por las descargas del acuífero freático y el incremento de los procesos de evapotranspiración debido a las mayores temperaturas genera una mayor capacidad de almacenamiento en la zona no saturada, lo que reduce el aporte de la escorrentía directa al caudal total, y favorece el desarrollo de flujos subsuperficiales. Por el contrario, en la fase seca, el mayor almacenamiento en la zona no saturada incrementa la contribución de la escorrentía directa al flujo del arroyo.

Además, los resultados confirman la relación cuadrática entre el nivel freático y el caudal base, propuesta por Varni et al. (2019); y se propone una metodología que permite dar un significado físico a los filtros digitales, al vincular su resultado con la variabilidad del nivel freático.

Finalmente, los valores de caudal base derivados del filtro digital $n3$ que no se ajustan al modelo cuadrático entre el caudal base y el nivel freático podrían explicarse por la presencia de flujos subsuperficiales. Como siguiente paso, se propone validar esta metodología mediante el uso de trazadores y análisis de mezcla. Esto permitirá mejorar la precisión en la identificación de los componentes del caudal total y, por ende, avanzar en el desarrollo de herramientas más robustas para el análisis hidrológico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Leticia Rodríguez por la versión modificada del filtro digital recursivo.

Agradecemos especialmente al Doctorado en Ciencias Aplicadas Mención Ambiente y Salud de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

REFERENCIAS

Alcaraz, E., Basaldúa, A., Quiroz-Londoño, O. M., Dapeña, C., Ibarra, E., Copia, L. y Martínez, D. (2024). Using ^3H as a tracer to study streamflow components in large plain catchments on temperate climate. *Hydrological Processes*, 38(8), e15264. <https://doi.org/10.1002/hyp.15264>

- Batista, L. V., Gastmans, D., Sánchez-Murillo, R., Saeta Farinha, B., Rodrigues dos Santos, S. M. y Kiang, C. H. (2018). Groundwater and surface water connectivity within the recharge area of Guarani aquifer system during El Niño 2014–2016. *Hydrological Processes*, 32(16), 2483-2495. <https://doi.org/10.1002/hyp.13211>
- Brutsaert, W. y Nieber, J. L. (1977). Regionalized drought flow hydrographs from a mature glaciated plateau. *Water Resources Research*, 13(3), 637-643. <https://doi.org/10.1029/WR013i003p00637>
- Chapman, T. G. (1991). Comment on “Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses” by R. J. Nathan and T. A. McMahon. *Water Resources Research*, 27(7), 1783-1784. <https://doi.org/10.1029/91WR01007>
- Chapman, T. G. y Maxwell, A. I. (enero, 1996). *Baseflow separation-comparison of numerical methods with tracer experiments* (Paper de Conferencia). Hydrology and Water Resources Symposium 1996: Water and the Environment; preprints of papers, 1, 1 (pp. 539-545). ISBN: 0858256495. Barton, ACT: Institution of Engineers, Australia.
- Eckhardt, K. (2005). How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes*, 19(2), pp. 507-515. <https://doi.org/10.1002/hyp.5675>
- Eckhardt, K. (2008). A comparison of baseflow indices, which were calculated with seven different baseflow separation methods. *Journal of Hydrology*, 352(1–2), pp. 168–173. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.01.005>
- Ferreira, G. W. S. y Reboita, M. S. (2022). A new look into the South America precipitation regimes: observation and forecast. *Atmosphere*, 13(6), 873. <https://doi.org/10.3390/atmos13060873>
- Gonzales, A. L., Nonner, J., Heijkers, J. y Uhlenbrook, S. (2009). Comparison of different base flow separation methods in a lowland catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13(11), 2055-2068. <https://doi.org/10.5194/hess-13-2055-2009>
- Gualde, M. S., Arrouy, M. J., Zárate, M., Dietrich, S. y Gregorini, C. A. (2024). The missing sedimentological section linking the Neogene and Quaternary of the Tandilia system and the Salado basin, Buenos Aires province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 136, 104833. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.104833>
- Guevara Ochoa, C., Medina Sierra, A., Vives, L., Zimmermann, E. y Bailey, R. (2020). Spatio-temporal patterns of the interaction between groundwater and surface water in plains. *Hydrological Processes*, 34(6), 1371-1392. <https://doi.org/10.1002/hyp.13615>
- Guisiano, P. A., Santoni, S., Huneau, F., Mattei, A. y Garel, E. (2024). Using natural tracers and calibrated analytical filter to highlight baseflow contribution to mountainous Mediterranean rivers in a context of climate change. *Journal of Hydrology*, 641, 131842. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131842>
- Gustard, A., Bullock, A. y Dixon, J. M. (1992). *Low flow estimation in the United Kingdom*. IH Report No. 108. Published by the Institute of Hydrology. ISBN 0 948540 45 1. Wallingford, UK. https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/6050/1/IH_108.pdf
- Lyne, V. y Hollick, M. (septiembre, 1979). *Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling* (Paper de Conferencia). Institute of engineers Australia National Conference, Vol. 79, No. 10, pp. 89-93. Barton, Australia: Institute of Engineers Australia. https://www.researchgate.net/profile/Vincent-Lyne/publication/272491803_Stochastic_Time-Variable_Rainfall-Runoff_Modeling/links/54f45fb40cf299c8d9e6e6c1/Stochastic-Time-Variable-Rainfall-Runoff-Modeling.pdf
- Marcovecchio, R. y Varni, M. (2020). Una aproximación a las descargas por evapotranspiración del acuífero freático pampeano en la cuenca del Arroyo del Azul (llanura pampeana). *Cuadernos del CURIHAM*, 26, 13-19. <https://doi.org/10.35305/curiham.v26i0.149>
- McMahon, T. A. y Nathan, R. J. (2021). Baseflow and transmission loss: A review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: WAREs Water*, 8(4), e1527. <https://doi.org/10.1002/wat2.1527>
- McMillan, H. (2022). A taxonomy of hydrological processes and watershed function. *Hydrological Processes*, 36(3), e14537. <https://doi.org/10.1002/hyp.14537>
- Nathan, R. J. y McMahon, T. A. (1990). Evaluation of automated techniques for base flow and recession analyses. *Water Resources Research*, 26(7), pp. 1465-1473. <https://doi.org/10.1029/WR026i007p01465>
- Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., ... y Duchesnay, E. (2011). Scikit-learn: Machine Learning in Python. *Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825-2830. <https://www.jmlr.org/papers/volume12/pedregosa11a/pedregosa11a.pdf>
- Raia, A. y Cavalcanti, I. F. A. (2008). The life cycle of the South American Monsoon system. *Journal of Climate*, 21(23), pp. 6227-6246. <https://doi.org/10.1175/2008JCLI2249.1>

- Reback, J., McKinney, W., Jbrockmendel, Van den Bossche, J., Augspurger, T., Cloud, P., ... y Winkel, M. (2020). pandas-dev/pandas: Pandas 1.0.5. Zenodo. <https://zenodo.org/records/3898987>
- Rodríguez, L. B., Vionnet, C. A., Parkin, G. y Younger, P. L. (2000). Aplicación de un método automático para la separación de las componentes del hidrograma [Conference Proceedings (inc. Abstract)]. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Córdoba, Argentina.
- Sala, J., Kruse, E., y Aguglino, R. (1987). *Investigación hidrogeológica de la Cuenca del arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires*. Unpublished technical report. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 231 p. ISSN 0325-1225. <https://digital.cic.gba.gov.ar/handle/11746/2025>
- Sarochar, R. H., Ciappesoni, H. H., y Ruiz, N. E. (2005). Precipitaciones convectivas y estratiformes en la Pampa Húmeda: una aproximación a su separación y aspectos climatológicos de ambas. *Meteorologica*, 30(1-2), 77-88. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S1850-468X2005000100005&script=sci_arttext
- Singh, K. P. (1969). Theoretical baseflow curves. *Journal of the Hydraulics Division*, 95(6), 2029-2048. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0002203>
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67. <http://link.springer.com/article/10.1007/s10040-001-0170-8>
- Teruggi, M. y Kilmurray, J. T. (1975). *Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires*. VI Congreso Geológico Argentino, Bahía Blanca, Argentina, pp. 55-77.
- Usunoff, E., Varni, M., Weinzettel, P. y Rivas, R. (1999). Hidrogeología de grandes llanuras: La pampa húmeda argentina. *Boletín geológico y minero*, 110(4), 47-62. https://www.researchgate.net/publication/260943068_Hidrogeologia_de_Grandes_Llanuras_la_Pampa_Humeda
- van der Ent, R. J., Savenije, H. H. G., Schaefli, B. y Steele-Dunne, S. C. (2010). Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research*, 46, W09525. <https://doi.org/10.1029/2010WR009127>
- Varni, M. R., Barranquero, R. S. y Zeme, S. (2019). Groundwater and surface water interactions in flat lands: the importance of ecological and flow regulation perspectives. *Sustainable Water Resources Management*, 5, 1791-1801. <https://doi.org/10.1007/s40899-019-00334-1>
- Varni, M. R., Comas, R., Weinzettel, P. y Dietrich, S. (2013). Application of the water table fluctuation method to characterize groundwater recharge in the Pampa plain, Argentina. *Hydrological Sciences Journal*, 58(7), 1445-1455. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.833663>
- Varni, M. R. y Usunoff, E. J. (1999). Simulation of regional-scale groundwater flow in the Azul River basin, Buenos Aires Province, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 7, 180-187. <https://link.springer.com/article/10.1007/s100400050190>
- Varni, M. R., Weinzettel, P., Zabala, M. E. y Usunoff, E. (2007). Hidroquímica del acuífero freático del arroyo Azul en base al muestreo de agua a diferentes profundidades. En: E. L. Díaz, J. R. Tomás, M. Santi, M. Paris y O. Dalla Costa (Eds.), *V Congreso Argentino de Hidrogeología - 1a ed.* (pp. 211-220). Buenos Aires: Asociación Civil Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos AIH. <https://www.cohife.org.ar/wp-content/uploads/2024/02/Ficha-76-V-Congreso-Argentino-de-Hidrogeologia.pdf>
- Varni, M. R., Zeme, S. A., Weinzettel, P. y Dietrich, S. (2014). *Relación entre recarga al acuífero freático y otros términos del balance hídrico en Azul, centro de la Provincia de Buenos Aires*. En: Memorias del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Santa Fe: Universidad Nacional del Litoral. <https://digital.cic.gba.gov.ar/items/901ea210-23e9-4169-bc33-2da8af72a849>
- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., ... y SciPy 1.0 Contributors (2020). SciPy 1.0: Fundamental Algorithms for Scientific Computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261-272. <https://doi.org/10.1038/s41592-019-0686-2>
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L. y Alley, W. M. (1998). *Ground water and surface water: A single resource*. U.S. Geological Survey Circular: 1139. Denver, Colorado. ISBN 0-607-89339-7. 79 p. <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/pdf/circ1139.pdf>
- Woessner, W. W. (2000). Stream and fluvial plain ground water interactions: Rescaling hydrogeologic thought. *Groundwater*, 38(3), 423-429. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2000.tb00228.x>
- Zabala, M. E., Gorocito, M., Dietrich, S., Varni, M. R., Murillo, R. S., Manzano, M. y Ceballos, E. (2021). Key hydrological processes in the Del Azul Creek basin, sub-humid Pampean Plain. *Science of the Total Environment*, 754, 142258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142258>

Zárate, M. y Rabassa, J. (2005). *Geomorfología de la provincia de Buenos Aires*. En: Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino, pp. 119-138. Universidad Nacional de La Plata. https://www.researchgate.net/publication/288184736_Geomorfologia_de_la_provincia_de_Buenos_Aires

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Tipo de Publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 27/11/2024, aprobado para su publicación el 16/12/2024 y publicado el 30/12/2024.

Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.

COMO CITAR

Marcovecchio, R., Dietrich, S., Gualde, M. S. y Zabala, M. E. (2024). El caudal base como reflejo de los procesos hidrológicos a escala cuenca: un estudio de caso en cuencas hidrológicas de llanura. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA*. e06. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e06>

ROLES DE AUTORÍA

Romina Marcovecchio, Sebastián Dietrich, María Soledad Gualde y María Emilia Zabala participaron de manera conjunta en el proceso de investigación, la conceptualización y la creación y redacción del manuscrito. Romina Marcovecchio es la responsable de la compilación, el análisis e interpretación de los datos; Sebastián Dietrich estuvo a cargo de la validación y supervisión de la metodología empleada; María Soledad Gualde fue la encargada de la curaduría gráfica del trabajo; y María Emilia Zabala fue la supervisora de la redacción y escritura del manuscrito. Todos los autores aprobaron la versión final para su publicación y son capaces de responder respecto al manuscrito.

INFLUENCIA DE PERÍODOS SECOS Y HÚMEDOS EN EL RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE INVIERNO PARA LA REGIÓN SUDESTE DE BUENOS AIRES

INFLUENCE OF DRY AND WET PERIODS ON WINTER CROP YIELD FOR THE SOUTHEAST REGION OF BUENOS AIRES

Facundo Carmona ⁽¹⁾, **Jorge Francisco Diez** ⁽²⁾, **Pablo Facundo Orte** ⁽³⁾ y **Cristian Ariel Laino Baldini** ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff”, Pinto 399, B7000, Tandil, Argentina.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

e-mail: facundo.carmona@rec.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2561-8360>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff”, Tandil, Argentina.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

e-mail: panchodiez6@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-4101-1791>

⁽³⁾ Centro de Investigaciones en Láseres y Aplicaciones (Unidad de Investigación y Desarrollo Estratégico para la Defensa), San Juan Bautista de La Salle 4397, B1603ALO, Villa Martelli, Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

e-mail: pfacundo.orte@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1826-3741>

⁽⁴⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff”, Tandil, Argentina.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

e-mail: cristian.laino.5@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-8904-1654>

RESUMEN

En este trabajo se aborda el impacto de los períodos secos y húmedos en el rendimiento de cultivos de trigo y cebada, en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Para evaluar el grado de condición de sequía/humedad de cada período se utilizó el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI). Por otro lado, se utilizaron datos de rendimiento de cultivo a nivel de partido de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de Argentina. Utilizando un modelo cuadrático, se analizó la relación SPEI-rendimiento para el período 2001-2023. A partir de un análisis multiescalar se determinó que el balance hídrico vertical entre la pre-siembra y el período crítico (mayo-octubre) es crucial para la productividad final de los cultivos de invierno en la zona de estudio. Se encontraron relaciones SPEI-rendimiento con coeficientes de correlación de 0.76 para trigo y de 0.68 para cebada con SPEI de dos meses antes de la cosecha. Finalmente, se observaron tanto para condiciones altas/extremas de sequía como de humedad impactos similares sobre el rendimiento de los cultivos analizados, con reducciones de entre 27% y 34%, con una mejor respuesta por parte de la cebada a condiciones extremas.

Palabras clave: SPEI, Trigo, Cebada, Productividad Agrícola.

ABSTRACT

In this work, the impact of dry and wet periods on the yield of wheat and barley crops in the southeast of the province of Buenos Aires is studied. The Standardized Precipitation and Evapotranspiration Index (SPEI) was used to evaluate the degree of drought/humidity condition of each period. On the other hand, crop yield data at the district level from the Secretariat of Agriculture, Livestock and Fisheries of Argentina were used. Using a quadratic model, the SPEI-yield relationship was analyzed for the period 2001-2023. Based on a multi-scale analysis, it was determined that the vertical water balance between pre-sowing and the critical period (May-October) is crucial for the final productivity of winter crops in the study area. SPEI-yield relationships were found with correlation coefficients of 0.76 for wheat and 0.68 for barley with SPEI two months before harvest. Finally, similar impacts on the yield of the crops analyzed were observed for both high/extreme drought and humidity conditions, with reductions of between 27% and 34%, with a better response by barley to extreme conditions.

Keywords: SPEI, Wheat, Barley, Agricultural Productivity.

INTRODUCCIÓN

El trigo y la cebada son dos de los cultivos de invierno más importantes en Argentina, desempeñando un papel crucial en la economía agrícola del país. En la última década, el rendimiento promedio del trigo ha fluctuado entre 2500 y 3500 kg/ha a nivel país, con una producción promedio total de 15 millones de toneladas anuales en los últimos diez años, mientras que el rendimiento promedio de la cebada osciló entre 3000 y 4000 kg/ha, con una producción promedio total de 4.2 millones de toneladas anuales para el mismo período. Argentina se posiciona como uno de los principales productores de estos granos a nivel global; en trigo ocupa la decimoprimer posición y representa el 2% de la producción global, y en cebada ocupa la octava posición con un 3.6% de la producción mundial (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 15 de diciembre de 2023; United States Department of Agriculture [USDA], 1 de junio de 2024).

La mayor parte de la producción de trigo y cebada se concentra en la Región Pampeana Argentina (RPA), caracterizada por sus extensas llanuras fértiles y su relevancia económica. Dentro de esta región, el sudeste bonaerense destaca como área esencial, aportando cerca del 30% de la producción nacional de trigo y una proporción significativa de la cebada, especialmente demandada por la industria cervecera (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 1 de junio de 2023).

La RPA es particularmente vulnerable a la variabilidad climática, lo que plantea a los tomadores de decisión el desafío de gestionar los riesgos y adaptarse a los cambios en los patrones de precipitaciones y temperaturas. Los períodos secos y húmedos son fenómenos climáticos clave que impactan en la hidrología y en la actividad agrícola de la región (Bohn et al., 2011). En los sistemas de producción de secano, como el sudeste bonaerense, la escasez de lluvias resiente a la producción y propaga sus efectos en el tiempo y en la comunidad a partir de los daños económicos que genera.

En el otro extremo, las lluvias excesivas desencadenan procesos de anegamiento e inundación capaces de generar daños de magnitud similar a los de la sequía (Mercau et al., 2013). Para abordar el impacto de la variabilidad climática en el rendimiento de estos cultivos, el uso de índices de sequía es una herramienta eficaz, permitiendo representar con

precisión las condiciones deficitarias de precipitación y ofreciendo información valiosa sobre la sequía hidrológica y meteorológica (Hobbins et al., 2016). Por ejemplo, Sgroi et al. (2021) correlacionaron los índices de sequía y los rindes de distintos cultivos considerando anomalías de precipitación y humedad del suelo a partir de datos GLDAS (Global Land Data Assimilation System).

Dos de los principales índices climáticos más utilizados son el Standardized Precipitation Index (SPI) (McKee et al., 1993), que se basa únicamente en la precipitación, y el Palmer Drought Severity Index (PDSI) (Palmer, 1965), que se basa en la precipitación y la temperatura del aire. Por otro lado, algunos índices basados en la evapotranspiración potencial (PET) mostraron ser más útiles para cuantificar la severidad de la sequía. En este sentido, uno de los más utilizados es el Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) desarrollado por Vicente-Serrano et al. (2010). El SPEI es un índice de sequía climática multiescalar, por lo cual puede analizarse y calcularse a diferentes escalas temporales, permitiendo evaluar la variabilidad climática temporalmente.

OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar mediante el índice climático SPEI la influencia de periodos secos y húmedos en el rendimiento de cultivos de invierno, de trigo y cebada, y estudiar la posibilidad de utilizar el SPEI como predictor de rendimiento. El trabajo se lleva a cabo en el sudeste bonaerense con datos del período 2001-2023. Como hipótesis de trabajo se supone un rendimiento óptimo para condiciones normales de SPEI, y una disminución del rendimiento tanto para condiciones de excesos como de déficits hídricos. Para modelar la baja de rendimiento en condiciones no normales se propone utilizar un modelo cuadrático.

METODOLOGÍA

Área de estudio y datos utilizados

El estudio se llevó a cabo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, abarcando los partidos de Tandil, Balcarce, Lobería, General Pueyrredón y General Alvarado (Figura 1). El clima de la región es templado, húmedo-subhúmedo, con una temperatura media anual de 14°C, una humedad relativa de 76% y

una precipitación anual de 930 mm (Servicio Meteorológico Nacional [SMN], 1 de junio de 2024).

Se utilizaron datos de rendimiento de trigo y cebada, a escala de partido, entre los años 2001 y 2023, obtenidos a partir de estadísticas oficiales basadas en informantes calificados de la Oficina de Riesgo Agropecuario (ORA) de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de Argentina (Dirección Nacional de Agricultura - Dirección de Estimaciones Agrícolas, 1 de junio de 2024).

Por otro lado, datos de SPEI, a una escala espacial de 0.5°, fueron descargados del sitio web disponible, utilizando el Monitor de Sequía Global (1 de junio de 2024). En el cálculo del SPEI se utiliza la diferencia mensual (o semanal) entre la precipitación y la evapotranspiración potencial, lo que representa un balance hídrico climático simple (considera movimientos verticales). El SPEI es una variable estandarizada, por lo cual puede compararse con otros valores de SPEI a lo largo del tiempo y del espacio (Diez et al., en prensa).

En este trabajo se utilizó una escala de tiempo de 1 a 12 meses, con el objetivo de encontrar la mejor concordancia entre el SPEI y los valores de rendimiento de trigo y cebada. La Tabla 1 presenta las clases de sequía/humedad consideradas, según Vicente-Serrano et al. (2010).

Tabla 1. Clases de SPEI en función del rango de valores.
Fuente: Vicente Serrano et al. (2010).

SPEI	Clases
≥ 2.00	Extremadamente húmedo (EH)
1.50 a 1.99	Muy húmedo (MH)
1.00 a 1.49	Moderadamente húmedo (ModH)
-0.99 a 0.99	Normal (N)
-1.00 a -1.49	Moderadamente seco (ModS)
-1.50 a -1.99	Muy seco (MS)
≤ -2.00	Extremadamente seco (ES)

Análisis

Para estudiar la relación entre el SPEI y el rendimiento promedio por partido, de los cultivos de invierno de trigo y cebada, se empleó un modelo cuadrático dado por la ecuación (1):

$$y = ax^2 + bx + c \quad (1)$$

donde y corresponde al rendimiento de cultivo en kg/ha, x corresponde a los valores de SPEI para un determinado mes (en este caso octubre, noviembre y

diciembre) y una determinada escala de tiempo (de 1 a 12 meses), y a , b y c son los coeficientes del ajuste cuadrático.

El coeficiente de correlación (r) fue empleado para evaluar la fuerza y la dirección de la relación entre las variables. Además, se utilizó la raíz del error cuadrático medio (RECM) para cuantificar el error de predicción de los mejores ajustes para trigo y cebada.

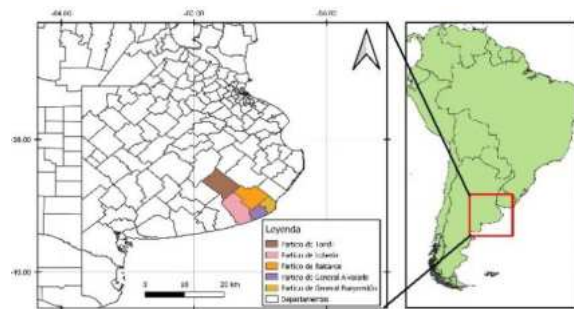


Figura 1. Región de estudio. En la figura se muestran los partidos de la provincia de Buenos Aires seleccionados en este trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se muestran las series de datos de rendimiento de las estadísticas oficiales utilizadas. En un primer análisis exploratorio de los datos, se observó que, en general, en cada campaña los rendimientos de los partidos seleccionados, tanto para trigo como cebada, contaban con valores de coeficiente de variación (CV) inferiores al 10%. Durante el período considerado, el rendimiento osciló aproximadamente de 2000 a 6000 kg/ha en trigo y de 3000 a 6500 kg/ha en cebada.

Un CV de 28% para trigo y 11% para cebada en la campaña 2007 nos llevó a indagar en posibles motivos. En este sentido, de acuerdo con los informes semanales y estadísticas oficiales de la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, encontramos severas afectaciones por heladas en los partidos de Tandil, Balcarce y Lobería, lo cual explica los valores de CV observados. En base a ello, se decidió excluir los datos de la campaña 2007 para analizar la relación entre SPEI y rendimientos.

En definitiva, se dispuso de un total de 110 datos de rendimiento de trigo y 98 datos de rendimiento de cebada. El menor número de datos para cebada se debe a datos faltantes en las estadísticas oficiales entre los años 2001 y 2004.

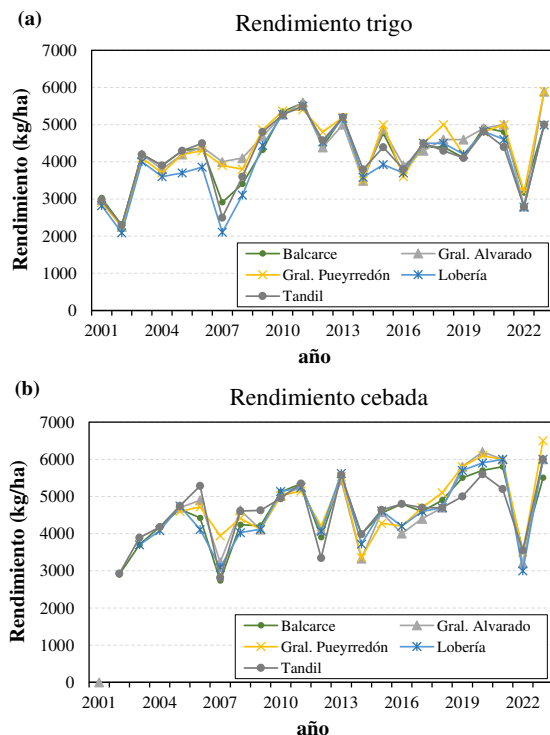


Figura 2. Serie de datos del rendimiento de: (a) trigo y (b) cebada, entre 2001 y 2023, para los partidos considerados en este estudio.

Relación entre SPEI y rendimiento

Como se describió en la metodología, se evaluó la relación entre rendimiento y SPEI de octubre, noviembre y diciembre (meses correspondientes al final de ciclo de los cultivos de trigo y cebada) con diferentes escalas de tiempo. En las Tablas 2 (trigo) y 3 (cebada) se presentan los valores de coeficiente de correlación, r , en función de la ventana temporal de SPEI seleccionada y el mes final de integración. Considerando una paleta color rojo-naranja-amarillo-verde claro-verde en las tablas, se resaltan en verde los mejores ajustes cuadráticos, mientras que en rojo los peores concordancias entre variables.

Tanto para trigo como para cebada, se observan las mejores concordancias considerando SPEI_6 de octubre, SPEI_7 de noviembre y SPEI_8 de diciembre, donde en los tres casos coincide el inicio del periodo de integración del SPEI en el mes de mayo, mes previo a los trabajos de siembra (que para la región ocurre en el mes de junio o principios de julio).

En general se obtienen mejores ajustes en trigo respecto a cebada, con un r máximo para trigo de

0.793 con SPEI_7 de noviembre, y un r máximo en cebada de 0.678 considerando el SPEI_6 de octubre.

Tabla 2. Coeficiente de correlación (r) del ajuste cuadrático del rendimiento del cultivo de trigo a escala de partido versus SPEI de los meses de octubre, noviembre y diciembre, considerando una escala temporal de 1 y 12 meses.

Trigo	r		
SPEI -meses	octubre	noviembre	diciembre
SPEI_1	0.558	0.287	0.277
SPEI_2	0.615	0.661	0.047
SPEI_3	0.554	0.698	0.527
SPEI_4	0.625	0.708	0.660
SPEI_5	0.700	0.691	0.625
SPEI_6	0.759	0.739	0.614
SPEI_7	0.653	0.793	0.635
SPEI_8	0.570	0.693	0.714
SPEI_9	0.531	0.651	0.646
SPEI_10	0.549	0.607	0.670
SPEI_11	0.566	0.598	0.628
SPEI_12	0.577	0.602	0.607

Tabla 3. Coeficiente de correlación (r) del ajuste cuadrático del rendimiento del cultivo de cebada a escala de partido versus SPEI de los meses de octubre, noviembre y diciembre, considerando una escala temporal de 1 y 12 meses.

Cebada	r		
SPEI - meses	octubre	noviembre	diciembre
SPEI_1	0.223	0.174	0.176
SPEI_2	0.298	0.375	0.198
SPEI_3	0.524	0.314	0.312
SPEI_4	0.543	0.528	0.399
SPEI_5	0.647	0.472	0.480
SPEI_6	0.678	0.540	0.427
SPEI_7	0.532	0.565	0.485
SPEI_8	0.480	0.481	0.501
SPEI_9	0.495	0.457	0.489
SPEI_10	0.495	0.472	0.482
SPEI_11	0.509	0.481	0.476
SPEI_12	0.528	0.484	0.473

En las Figuras 3.a (trigo) y 3.b (cebada) se grafican los resultados más destacados entre SPEI y el rendimiento a nivel de partido para la zona de estudio. En ambos casos se considera el SPEI de octubre con una ventana temporal de 6 meses, que, si bien, para el caso del trigo no reporta el mejor ajuste, por escaso margen, se pondera el hecho de contar con una predicción de rendimiento con 2 meses de anticipación al fin de la campaña (lo cual se entiende factible si no aparecen a posteriori eventos que puedan alterar el desarrollo normal del ciclo de cultivo, como pueden ser heladas o episodios de

granizo severo), aprovechando además el carácter en tiempo casi real del producto de SPEI utilizado.

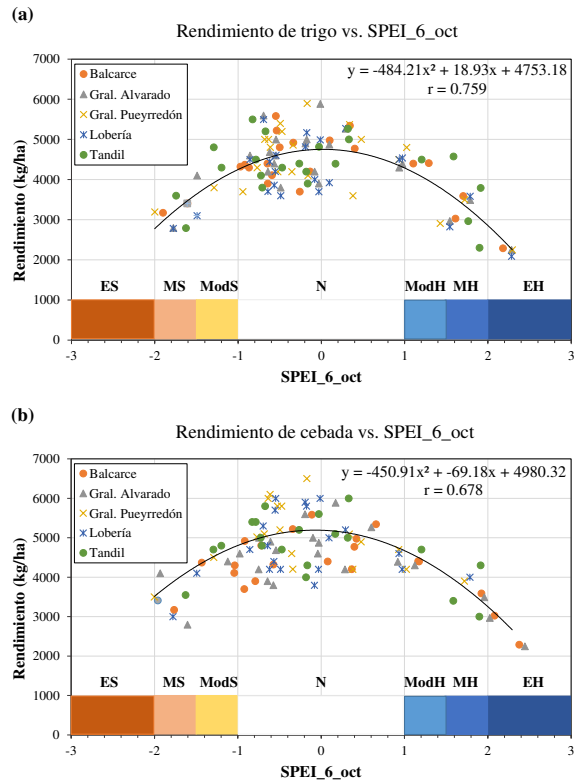


Figura 3. Rendimiento de: (a) trigo y (b) cebada, versus SPEI de octubre con una escala de tiempo de 6 meses (SPEI_6_oct).

ES: Extremadamente seco, MS: muy seco, ModS: moderadamente seco, N: Normal, ModH: moderadamente húmedo, MH: muy Húmedo, EH: Extremadamente Húmedo.

A partir de los ajustes presentados en las Figuras 3.a y 3.b, se estimó un RECM de 568 kg/ha para trigo y de 621 kg/ha para cebada, lo cual representan errores relativos de 13.4% y 12.9%, respectivamente. Este análisis proporciona una medida cuantitativa de la precisión del modelo ajustado para cada cultivo.

Influencia de las condiciones de sequía/humedad en el rendimiento

A partir de las relaciones entre SPEI y rendimiento encontradas, podemos afirmar que se comprueba la hipótesis del trabajo, donde tanto periodos de sequía como humedad prolongados en el tiempo producen una disminución significativa de la productividad.

En la Figura 4 se presentan los gráficos de cajas para trigo (4.a) y cebada (4.b), considerando las condiciones de sequía/humedad del índice climático

SPEI. En base a ello, en las Tablas 4 y 5 se presenta un resumen de estadísticos para trigo y cebada, respectivamente, donde las clases MS y ES, por un lado, y MH y EH, por el otro, se fusionan en el análisis debido los pocos datos que se registran en condiciones extremas de humedad/sequía.

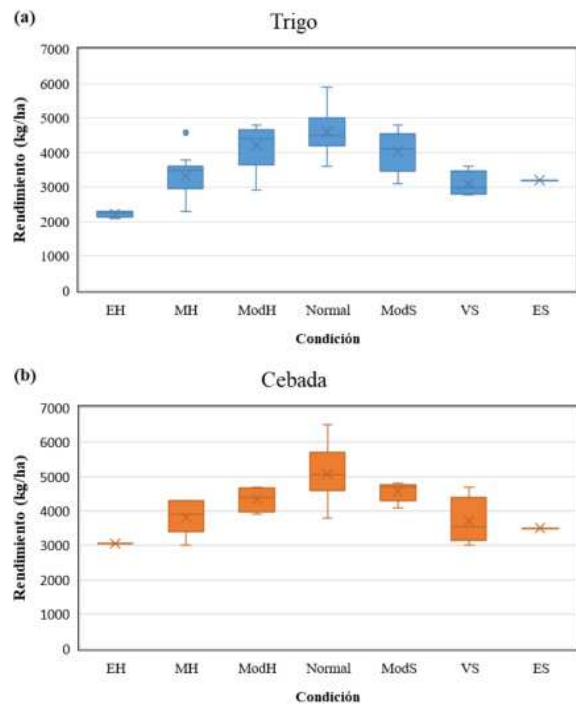


Figura 4. Gráfico de cajas del rendimiento de cultivos de invierno, de trigo (a) y cebada (b), en relación a la condición de humedad/sequía considerando el SPEI_6_oct.

De acuerdo a los resultados presentados, condiciones elevadas de sequía ($SPEI < -1.5$) y de humedad ($SPEI > 1.5$) impactan de forma similar, observándose diferencias porcentuales en trigo de -32% y -34%, respectivamente, y diferencias porcentuales respecto a la condición Normal de -27% en cebada para ambos lados, evidenciando una mejor respuesta por parte del cultivo de cebada a las condiciones extremas.

Tabla 4. Resumen estadístico de las clases de condiciones de humedad y sequía para el cultivo de trigo. DE es la desviación estándar, N el número de datos y % Dif. representa la diferencia porcentual respecto a condición Normal.

Trigo				
Condición	Promedio	DE	N	% Dif.
MH - EH	3033	720	15	-34
ModH	4204	742	5	-9
Normal	4595	573	78	0
ModE	4021	630	5	-12
MS - ES	3107	328	7	-32
Total	4243	845	110	

Tabla 5. Resumen estadístico de las clases de condiciones de humedad y sequía para el cultivo de cebada. DE es la desviación estándar, N el número de datos y % Dif. representa la diferencia porcentual respecto a condición Normal.

Cebada				
Condición	Promedio	DE	N	% Dif.
MH - EH	3719	515	8	-27
ModH	4350	370	4	-14
Normal	5069	667	74	0
ModE	4561	280	5	-10
MS - ES	3686	603	7	-27
Total	4805	798	98	

CONCLUSIONES

Del análisis de la relación entre el SPEI a diferentes escalas de tiempo y el rendimiento de trigo y cebada, es posible concluir que el balance hídrico entre la pre-siembra y el periodo crítico (mayo-octubre) es determinante para la productividad final de los cultivos de invierno en la zona de estudio. En condiciones normales se observa un rendimiento promedio de 4595 kg/ha para trigo y 5069 kg/ha para cebada. Sin embargo, bajo condiciones extremas ocurren descensos significativos en ambos cultivos.

En trabajos futuros se pretende profundizar el estudio de otros fenómenos meteorológicos adversos, como heladas, granizo y temperaturas elevadas, que también influyen significativamente en la productividad, más allá de la componente de predicción netamente hidrológica que utilizamos aquí. El enfoque que se presenta espera contribuir al desarrollo de estrategias de adaptación para lograr una gestión agrícola sostenible y resiliente en la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas [CONICET] - Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires [UNCPBA] - Comisión de Investigaciones Científicas [CICPBA]) por los recursos disponibles para llevar adelante el trabajo.

REFERENCIAS

- Bohn, V. Y., Piccolo, M. C. y Perrillo, G. M. E. (2011): Análisis de los períodos secos y húmedos en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista de Climatología*, 11(3), pp. 31-43. <https://www.climatol.eu/reclim/reclim11c.pdf>
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires (1 de junio de 2024). *Reportes de campañas de trigo*. <http://www.bolsadecereales.com>
- Diez, J. F., Carmona, F., Rivas, R., Holzman, M., Beninato, S., Osés, S. y Houspanossian, J. (en prensa). Dos décadas de observaciones satelitales: lecciones sobre los extremos hidrológicos en el Oeste de la región Pampeana. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*.
- Dirección Nacional de Agricultura - Dirección de Estimaciones Agrícolas (1 de junio de 2024). *Estimaciones agrícolas*. <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (15 de diciembre de 2023). *FAOSTAT: Statistical Database*. <http://www.fao.org/faostat/en/>
- Hobbins, M. T., Wood, A., McEvoy, D. J., Huntington, J. L., Morton, C., Anderson, M. y Hain, C. (2016). The Evaporative Demand Drought Index. Part I: Linking Drought Evolution to Variations in Evaporative Demand. *Journal of Hydrometeorology*, 17 (6), 1745-1761. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-15-0121.1>
- McKee, T. B., Doesken, N. J. y Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *Proceeding of the 8th Conference of Applied Climatology*. American Meteorological Society, Anaheim, California, pp. 179-184.
- Mercau, J. L., Jobbagy, E. G., Viglizzo, E., Menendez, A., Di Bella, C. D., Bert, F., Portela, S., Figueroa Schiebbler, E., Florio, E., Gimenez, R., García, P. y Murray, F. (2013). Sequía e inundación en la hiperllanura pampeana: una mirada desde el lote al municipio. *Agronomía & Ambiente*, 33(1-2): 71-77. <http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AA/article/view/18/15>
- Monitor de Sequía Global (1 de junio de 2024). *SPEI Global drought monitor*. <https://spei.csic.es>
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological drought. Research Paper No. 45*. Office of Climatology U.S. Weather Bureau, Washington, D.C. https://www.droughtmanagement.info/literature/U_SWB_Meteorological_Drought_1965.pdf

Servicio Meteorológico Nacional (1 de junio de 2024). *Estadísticas Climatológicas Normales: República Argentina - Período 1991-2020*. <https://repositorio.smn.gob.ar/handle/20.500.12160/2506>

Sgroi, L. C., Lovino, M. A., Berbery, E. H. y Müller, G. V. (2021). Characteristics of droughts in Argentina's core crop region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(5), pp. 2475–2490. <https://doi.org/10.5194/hess-25-2475-2021>

United States Department of Agriculture (1 de junio de 2024). *Wheat: World Markets and Trade*. <https://fas.usda.gov/data/production/commodity/0410000>.

Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S. y López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.

Tipo de Publicación: ARTÍCULO.

Trabajo recibido el 17/12/2024, aprobado para su publicación el 10/01/2025 y publicado el 10/02/2025.

COMO CITAR

Carmona, F., Diez, J. F., Orte, P. F. y Laino Baldini, C. A. (2025). Influencia de períodos secos y húmedos en el rendimiento de cultivos de invierno para la región sudeste de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA*. e07. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e07>

ROLES DE AUTORÍA

FC realizó el proceso de investigación, recopilación de datos, análisis, conceptualización y realizó la primera versión. JFD y PFO contribuyeron en el proceso de investigación y la interpretación de los resultados. FC, JFD, PFO y CALB completaron en conjunto la preparación y redacción del trabajo, aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

APLICACIONES PARTICULARES DE LA METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN DE RIESGO A LA SALUD POR LA PRESENCIA DE SUSTANCIAS EN AGUA

PARTICULAR APPLICATIONS OF THE HEALTH RISK ASSESSMENT METHODOLOGY DUE TO THE PRESENCE OF SUBSTANCES IN WATER

Natalia Othax ⁽¹⁾, Fabio Peluso ⁽²⁾, Ignacio Masson ⁽³⁾ y José Gonzalez Castelain ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), Azul, Argentina.

e-mail: nothax@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8443-6116>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), Azul, Argentina.

e-mail: fpeluso@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2560-2396>

⁽³⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), Azul, Argentina.

e-mail: imasson@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5333-0439>

⁽⁴⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA), Azul, Argentina.

e-mail: josegc@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3964-5506>

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue realizar un análisis de estudios cuantitativos de riesgo a la salud asociados a sustancias presentes en el agua, con relación a su representación espacial, integración de distintos escenarios de exposición y estimaciones de riesgos a la salud en áreas ambientales críticas. Se analizaron diferentes aplicaciones de la metodología de evaluación de riesgos a la salud de USEPA, implementadas en la provincia de Buenos Aires, Argentina. A partir de la realización del estudio se observó que estas herramientas presentan importantes potencialidades, más allá de ciertas limitaciones. Las evaluaciones de riesgo espacializadas, al estimar el riesgo basándose en información de exposición distribuida en el espacio, permiten ofrecer un panorama más completo y realista. Además, la combinación de diferentes escenarios de exposición, como los residenciales y escolares, brinda una visión más integral de los riesgos para la salud. En el caso de la cuenca del río Matanza-Riachuelo, se han evaluado riesgos asociados a contaminantes como cromo y nitrato, lo que facilita la priorización de riesgos en contextos críticos y contribuye a la toma de decisiones informadas.

Palabras clave: Evaluación de Riesgo Espacializado, Integración de Escenarios, Priorización de Riesgos.

ABSTRACT

The objective of this work was to carry out an analysis of quantitative studies of health risks associated with substances present in water, in relation to their spatial representation, integration of different exposure scenarios and estimates of health risks in critical environmental areas. Different applications of the USEPA health risk assessment methodology, implemented in the province of Buenos Aires, Argentina, were analyzed. From the study, it was observed that these tools have important potential, beyond certain limitations. Spatialized risk assessments, by estimating risk based on exposure information distributed in space, allow a more complete and realistic overview to be offered. In addition, the combination of different exposure scenarios, such as residential and school scenarios, provides a more comprehensive view of health risks. In the case of the Matanza-Riachuelo river basin, risks associated with contaminants such as chromium and nitrate have been evaluated, which facilitates the prioritization of risks in critical contexts and contributes to informed decision-making.

Keywords: Space Risk Assessment, Scenario Integration, Risk Prioritization.

INTRODUCCIÓN

La afectación de la calidad de los recursos hídricos representa un desafío ambiental creciente que impacta tanto en la salud pública como en los ecosistemas. Este problema tiene múltiples orígenes, que incluyen tanto actividades humanas como procesos naturales.

A la contaminación de origen agrícola se suman otras fuentes como son los vertidos domésticos e industriales propios de los centros urbanos y sus alrededores. Aunque la forma de presión antrópica más reconocida sobre los recursos hídricos es por vertidos desde cañerías (efluentes industriales, cloacales, etc.), cada vez adquieren mayor importancia las fuentes que se denominan difusas, es decir, no puntuales, donde pueden incluirse no sólo las que provienen de suelos sobre los que se aplican agroquímicos, sino también rellenos sanitarios o vertederos de basura domiciliaria, etc. Todas estas fuentes pueden deteriorar la calidad de las aguas, sean subterráneas o superficiales, por ejemplo, por acción de la escorrentía superficial que arrastra los contaminantes hasta los cuerpos de agua (Peluso et al., 30 de agosto de 2016).

En el Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA), y desde el área hidroambiental, se vienen desarrollando líneas de investigación las cuales tienen que ver, principalmente, con la generación de herramientas de evaluación de la calidad del agua,

tanto en los aspectos fisicoquímicos como ecológicos y toxicológicos, para aguas superficiales y subterráneas.

Particularmente, se han desarrollado herramientas basadas en análisis de riesgo. Uno de estos instrumentos son los análisis o estudios de riesgo. Estos son herramientas para la toma de decisiones que estiman el potencial de peligro para un “receptor” (sea un humano, un organismo en particular, o un grupo biológico) de producirse el contacto (la exposición) con una sustancia química (o a un agente físico o biológico) presente en el ambiente. En función de la estimación del nivel del peligro de producirse ese contacto luego puede inferirse la calidad del agua (o del aire, o del suelo) donde está presente esa sustancia (IHLLA, s.f.).

El paradigma básico de la evaluación de riesgo se compone de cuatro elementos: identificación del peligro, evaluación de la dosis - respuesta, evaluación de exposición y caracterización de riesgo (National Research Council, 1983). Un esquema del mismo se presenta en la Figura 1. Este método es utilizado en organismos ambientales de otros países, tal es el ejemplo de la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (U.S. Environmental Protection Agency, [USEPA]), para caracterizar la naturaleza y la magnitud de los riesgos a la salud de los humanos debido a contaminantes químicos y otros factores de estrés que podrían estar presentes en el ambiente (USEPA, 2024a).



Figura 1. Paradigma de la evaluación de riesgos. Fuente: Adaptado de USEPA (2024b).

Asimismo, a lo largo del tiempo, este método ha sido aplicado en la literatura científica en recursos hídricos superficiales y subterráneos, a partir de diversas sustancias presentes en el ambiente que pueden afectar la calidad del agua y, por ende a la población expuesta (Giri y Singh, 2015; Lu et al., 2015; Chen et al., 2017; Zhao et al., 2020; Jiménez-

Oyola et al., 2021; Khan et al., 2021; Wang et al., 2022, entre otros).

Sin embargo, al igual que cualquier herramienta metodológica, las evaluaciones de riesgo para la salud asociadas a los recursos hídricos presentan tanto potencialidades como limitaciones. Esto las convierte

en instrumentos valiosos, aunque también enfrentan desafíos y son sensibles a contextos específicos. Por este motivo, se propone analizar, desde este enfoque, algunos trabajos desarrollados en el IHLLA a partir de estudios de caso en localidades bonaerenses.

OBJETIVOS

El objetivo es realizar un análisis de estudios cuantitativos de riesgo a la salud en relación con sustancias presentes en el agua. El análisis se centrará en estudios que abordan: a) la evaluación de riesgos y su representación espacial, b) integración de distintos escenarios de exposición y c) estimaciones de riesgos a la salud en áreas

ambientales críticas. El estudio se centrará en el análisis de potencialidades y limitaciones inherentes a estas aplicaciones, con el fin de proporcionar una mayor comprensión sobre la herramienta en los estudios de la calidad de recursos hídricos.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Se analizaron aplicaciones de estudios de riesgo a la salud asociados a sustancias presentes en recursos hídricos de las siguientes ciudades: Azul, Tres Arroyos y Esteban Echeverría, provincia de Buenos Aires, Argentina (Figura 2).

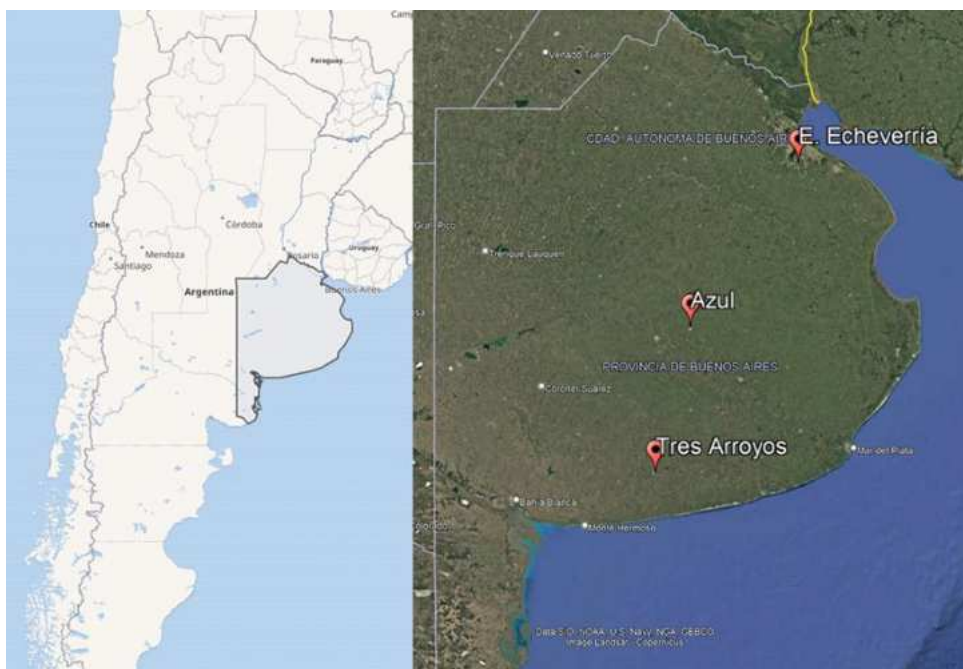


Figura 2. Ubicación de las localidades en donde se desarrollaron los estudios.

La ciudad de Azul se encuentra ubicada en la zona centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Es la ciudad cabecera del partido homónimo, que cuenta con una población de alrededor de 75000 habitantes. Se desarrollan actividades en parte relacionadas con la producción agropecuaria y la industria tiene un desarrollo exiguo, sufriendo el cierre de varios establecimientos en la década del '90.

La ciudad de Tres Arroyos se ubica al sudeste de la provincia de Buenos Aires. Es la ciudad cabecera del mismo partido, que cuenta con una población de

72000 habitantes aproximadamente y se caracteriza por su actividad agrícola ganadera e industrial.

La cuenca del río Matanza-Riachuelo (CRMAR) está ubicada al noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. La cuenca tiene una población que supera los cuatro millones, distribuida en 15 jurisdicciones administrativas. El desarrollo industrial no controlado acompañado de un crecimiento poblacional desmedido ha llevado a una proliferación de asentamientos urbanos marginales. El área de estudio correspondió a uno de esos asentamientos, ubicados

en el sector medio de la cuenca en el norte de la jurisdicción de Esteban Echeverría.

Modelo cuantitativo de riesgo a la salud

El riesgo fue estimado a partir de la aplicación del modelo básico de Análisis de Riesgo a la Salud según USEPA de modo probabilístico con CrystalBall 11.1 mediante Monte Carlo (MC). El cálculo del riesgo se realizó a partir de la exposición crónica a las sustancias en el agua utilizando los modelos cuantitativos de acuerdo a USEPA (1992, 2004) presentados en las ecuaciones (1) y (2).

$$ADDI = \frac{[C * Ir * EF * ED]}{[Bw * AT]} \quad (1)$$

$$ADDC = \frac{[C * SA * Kp * ET * EF * ED * FC]}{[Bw * AT]} \quad (2)$$

siendo:

ADDI = Dosis Diaria Promedio por Ingesta (en mg/kg/día)

ADDC = Dosis Diaria Promedio por Contacto Directo (en mg/kg/día)

C = Concentración de la sustancia peligrosa en el agua (en mg/l)

Ir = Tasa de ingesta diaria del agua (en l/día)

ET = Duración diaria del evento de exposición (en h/día)

EF = Frecuencia de la exposición (en días/año)

ED = Duración de la exposición (en años)

Bw = Peso corporal de la persona expuesta (en kg)

AT = Factores de corrección por tiempo promedio (duración estadística de la vida humana * 365 días)

SA = Extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (en cm²)

Kp = Coeficiente de permeabilidad dérmica de la sustancia (en cm/h)

FC = Factor de corrección de unidades de superficie y volumen.

El valor de riesgo no cancerígeno (RNC) y cancerígeno (RC) se obtuvo a partir de las ADD dividiéndola y multiplicándola respectivamente por el valor referencial toxicológico para cada tipo de efecto para cada sustancia (USEPA, 1989).

El riesgo se estimó probabilísticamente aplicando MC para 5000 iteraciones en base a las distribuciones probabilísticas de cada variable de las ecuaciones (1) y (2). Si bien la mayoría de éstas son tratadas probabilísticamente, otras son determinísticas. En los casos en que se debieron realizar adiciones (para estimar el riesgo agregado, acumulativo e integrado), estas se realizaron iteración por iteración. De las distribuciones de valores de P resultantes en cada caso, se extrajeron los valores promedio, desvío estándar, máximo y percentilo 95 (P95) como estadísticos representativos del riesgo sanitario para facilitar el análisis. Todos los cálculos se realizaron con CrystalBall v.7.1 (Decisioneering, 2007).

Aspectos metodológicos de las distintas aplicaciones

En este apartado se presentan detalles metodológicos en las diferentes aplicaciones analizadas. En la Figura 3 se presentan imágenes del relevamiento de datos en las distintas aplicaciones.



Figura 3. Imágenes tomadas durante el relevamiento de datos (izquierda a derecha): encuesta a residentes de la ciudad de Azul y pozos someros muestreados, toma de muestra de agua subterránea en la ciudad de Tres Arroyos y muestreo de agua subterránea en E. Echeverría.

Evaluaciones de riesgo a la salud y su representación espacial

El estudio se llevó a cabo bajo un escenario residencial para niños de 15 años y para adultos, el cual en este caso se refiere al contacto con el agua vía la ingesta demandada por las actividades vitales del individuo. Se realizó a partir de la concentración [C de la ecuación (1)] de fluoruros presente en agua proveniente de muestreo de pozos someros distribuidos en diferentes puntos de la ciudad Azul y su interpolación espacial utilizando ArcView. El parámetro de tasa de ingesta de agua [Ir de la ecuación (1)] se obtuvo a partir de información local de los seis barrios obtenida mediante encuestas llevadas a cabo por muestreo aleatorio estratificado.

Los modelos de cada variable interviniente y los estadísticos descriptores están referenciados en Othax y Peluso (17 al 20 de septiembre de 2013). En el mismo, se consideró la variabilidad espacial de las concentraciones y los patrones de ingesta de agua representativos por barrios, en un Sistema de Información Geográfico Urbano.

Escenarios de exposición combinados

El riesgo se estimó a partir del análisis de dos escenarios de exposición a las sustancias fluoruros, nitratos y arsénico en el agua: el residencial y el escolar de la ciudad de Tres Arroyos. Se calculó para tres tipos de individuos expuestos (de 5, 10 y 15 años) como representativos de la parte de la población más sensible de la ciudad de Tres Arroyos. El escenario residencial consideró al contacto con el agua vía la ingesta demandada por las actividades vitales del individuo y por el contacto dérmico que ocurre durante un baño con fines higiénicos. El escenario residencial se basó en las concentraciones de las tres sustancias en pozos someros, distribuidos en diferentes puntos de la ciudad. El escenario escolar consideró la ingesta de agua que se realiza durante el horario escolar. Las concentraciones de las sustancias en este escenario corresponden a las de un pozo somero situado en el predio de una escuela peri-urbana, que es utilizado para consumo. Los modelos de cada variable interviniente y los estadísticos descriptores están referenciados en Othax et al. (2014).

Tanto para el escenario residencial como para el escolar se calculó el riesgo por sustancia individual, agregado (involucrando vías de exposición) y acumulativo (por las tres sustancias

simultáneamente). Luego se calculó el riesgo integrado, que implicó el cálculo simultáneo del riesgo para ambos escenarios. Para ello se empleó también un modelo aditivo y se conformó un Índice de Riesgo (USEPA, 2003).

Estimaciones de riesgos a la salud en áreas ambientales críticas

Se estudió un escenario residencial, (considerando las vías de exposición mencionadas en el caso anterior) a partir de la presencia de cromo [Cr(VI)] y nitratos para niños de 10 años y para adultos.

Se recolectaron muestras de agua subterránea de pozos de monitoreo y de pozos de suministro privados del Acuífero Puelche (profundidad de pozo de 40 m) y del Acuífero Superior (profundidad de pozo de 15 a 20 m). Los modelos de cada variable interviniente y los estadísticos descriptores están referenciados en Ceballos et al. (2021).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluaciones de riesgo a la salud y su representación espacial

Las evaluaciones de riesgo, según su representación espacial, pueden clasificarse en puntuales o espaciales. Las evaluaciones de riesgos a la salud puntuales se enfocan en la identificación, caracterización y estimación de los riesgos asociados a contaminantes en ubicaciones específicas. En la literatura, es común encontrar numerosos estudios realizados utilizando esta metodología, para el caso específico en que la fuente generadora de riesgo se asocie a los recursos hídricos.

Con posterioridad, han surgido evaluaciones de riesgos espaciales centradas en la identificación, caracterización y estimaciones de riesgos asociados a contaminantes, analizando su distribución en el espacio. Ello ha implicado el desarrollo de investigaciones de riesgo espacialmente distribuido utilizando para ello un Sistema de Información Geográfica (SIG), asociándolos a modelos de transporte para evaluar exposiciones variables en el tiempo, creando y aplicando modelos matemáticos, digitales, o directamente tipos de software específico. Esto incluye análisis de la información geoespacial relacionada con los recursos hídricos, por ejemplo, a partir de técnicas de interpolación

espacial de concentraciones de sustancias en aguas subterráneas.

Se presenta el caso del trabajo *Evaluación del riesgo por fluoruros en agua subterránea somera a partir de la ingesta local en Azul, Buenos Aires, Argentina* (Othax y Peluso, 17 al 20 de septiembre de 2013). El riesgo se estimó espacialmente, para lo cual no sólo se tuvo en consideración la variabilidad espacial de las concentraciones de fluoruros, sino también los patrones de ingesta de agua de bebida representativos por barrios. Específicamente, el desarrollo del trabajo se realizó estimando las dosis de exposición a partir de valores locales de tasas de ingesta de agua relevados mediante encuestas, lo que permitió discriminar espacialmente esta variable en lugar de utilizar valores de bibliografía homogéneos a toda el área de estudio.

Los resultados indicaron que en el 58% del área de estudio, conformada por seis barrios de la ciudad de Azul, Argentina (Club de Remo, Güemes, Monte Vigiano, Del Carmen, San Francisco y Villa Giamátolo), las concentraciones de fluoruros en aguas subterráneas someras alcanzaron o superaron el valor límite establecido por la normativa para la evaluación de la calidad del agua destinada al consumo humano. No obstante, los valores de riesgo resultaron no significativos ($R < 1$), incluso para los niños, considerados la población expuesta más vulnerable.

El trabajo presentó elementos que continúan siendo novedosos para Argentina, ya que si bien surgieron algunos estudios posteriores sobre patrones de ingesta de agua de la población (Carmuega, 2015) no son frecuentes los relevamientos de la heterogeneidad espacial de patrones de conducta relacionados con la ingesta de agua.

Esto no solo permitió un mayor realismo en la cuantificación local del riesgo, sino también reconocer que la utilización de valores de la bibliografía en trabajos anteriores produjo una sobreestimación del riesgo.

Por lo tanto, pueden mencionarse oportunidades y limitaciones de ambos tipos de herramientas. La evaluación de riesgo puntual no requiere de recursos para la espacialización de datos, ya sea en términos de información, conocimientos, métodos o software específico. Esta característica de simplicidad es

especialmente valiosa en las etapas iniciales del proceso de toma de decisiones, ya que facilita la identificación de sitios potencialmente riesgosos sin necesidad de contar con recursos técnicos más complejos. Por lo tanto, puede constituir una herramienta expeditiva en contextos de toma de decisiones donde los recursos son limitados.

La evaluación de riesgo espacializada, si bien demanda conocimientos, información y uso de herramientas de análisis geoespacial, permite integrar múltiples variables, lo que facilita la identificación de patrones y relaciones entre ellas.

Escenarios de exposición combinados

La evaluación de riesgo a la salud es un proceso que permite estimar el riesgo asociado a la exposición a sustancias presentes en los recursos hídricos en diversos contextos. Por ejemplo, una persona puede estar expuesta a contaminantes en su hogar a través del agua de consumo, mientras que también puede estar expuesta en actividades recreativas, como bañarse o nadar en un cuerpo de agua. Estos diferentes tipos de exposición se conocen como escenarios residenciales, recreativos, laborales, entre otros.

Además de evaluar el riesgo en contextos específicos, puede ser relevante considerar la combinación de diferentes escenarios de exposición. Desde el IHLLA, se han realizado algunos estudios que abordan escenarios de exposición, particularmente en contextos residenciales y recreativos (Othax, 2013; Peluso et al., 2012; 2016). Los escenarios residenciales y escolares adquieren especial relevancia debido a que son entornos donde la exposición puede ser más constante, afectando principalmente a poblaciones vulnerables como los niños, quienes presentan una mayor sensibilidad a los contaminantes ambientales.

Se presenta como ejemplo el artículo *Riesgo a la salud integrado por fluoruros, nitratos y arsénico en agua subterránea: caso del Partido de Tres Arroyos, Argentina* (Othax et al., 2014). En el análisis se integraron escenarios de tipo residencial con escolar, sobre la base de la exposición por la ingesta y por el contacto dérmico con el agua.

En el mismo se ha observado que un componente importante del valor del riesgo integrado

(escolar+residencial) corresponde al riesgo por el escenario escolar. La causa de ello radica en que las concentraciones de las sustancias peligrosas (arsénico y fluoruros) tienden a incrementarse hacia el sur de la ciudad, justamente donde está ubicada la escuela adoptada como caso testigo. En el escenario escolar, cuando las concentraciones de sustancias peligrosas en el agua son equivalentes a las del entorno residencial, la contribución al riesgo integrado es inferior al 20%. Sin embargo, este riesgo aumenta si las concentraciones en el agua del escenario residencial disminuyen. Se observó que la situación de mayor riesgo corresponde al individuo más joven que reside cerca de la escuela analizada, alcanzando valores de riesgo integrado superiores al 200% en comparación con el promedio de todos los pozos. Esto se debe, en gran medida, al impacto significativo del riesgo asociado al entorno residencial.

En este estudio, como ocurre en numerosos casos similares, algunos de los parámetros de exposición si bien pueden provenir de datos de bibliografía referente en la temática, suelen no provenir de datos locales. Por lo tanto, es necesario considerar las incertidumbres asociadas a esta limitación. No obstante, la combinación de distintos escenarios permitió alcanzar una evaluación más realista y una comprensión más integral de los riesgos potenciales para la salud.

Estimaciones de riesgos a la salud en áreas ambientales críticas

Las estimaciones de riesgo se han constituido en herramientas para evaluar peligros y apoyar la toma de decisiones en diversos contextos. Su relevancia adquiere una dimensión más relevante aun en áreas ambientales críticas, donde la gravedad y la complejidad de los problemas plantean desafíos significativos, en muchos casos vinculados con los recursos hídricos.

Un ejemplo de esta situación se encuentra en la CRM, Argentina. Esta región enfrenta uno de los desafíos ambientales más visibles del país, con altos niveles de contaminación orgánica procedente de la descarga de residuos cloacales sin tratamiento y de compuestos químicos tóxicos, tales como hidrocarburos y metales pesados, que provienen de industrias petroquímicas, curtiembres y frigoríficos (Pasqualini et al., 2019).

Más recientemente, desde el IHLLA, y en interacción con integrantes de áreas hidrogeológicas e hidrogeoquímicas, se avanzó en un trabajo en conjunto en un área específica de la CRM. Particularmente, se realizó un estudio para determinar el riesgo potencial que representan los contaminantes cromo y nitrato para la salud humana (Ceballos et al., 2021). El área de estudio correspondió a una urbanización emergente en el sector medio de la cuenca, en el norte del partido de Esteban Echeverría, y la misma incluye un sector donde se vertían residuos de una industria química abandonada.

Los resultados indicaron que se presentaron valores no significativos de riesgo por la exposición a nitratos en agua subterránea, y los valores de riesgo por cromo aguas abajo del vertedero de residuos presentaron valores más altos, siendo mayores aún en el acuífero más profundo.

Esta cuestión adquiere mayor relevancia aún al considerar las condiciones de vulnerabilidad de la población residente, las cuales limitan su capacidad para implementar soluciones o medidas paliativas ante esta problemática.

Al igual que en el caso anterior, es necesario considerar las incertidumbres derivadas de las estimaciones basadas en datos no locales de ciertos parámetros de exposición. No obstante, esto facilitaría el avance hacia la realización de evaluaciones de riesgo más detalladas que justifiquen las medidas a adoptar.

CONCLUSIONES

Las evaluaciones de riesgo a la salud son fundamentales para la gestión de contaminantes en los recursos hídricos, y su análisis revela varias conclusiones clave.

Las evaluaciones de riesgo especializadas, que emplean herramientas como los SIG pueden proporcionar un panorama más completo y realista al posibilitar utilizar datos de exposición espaciales y locales. Como resultado, se ofrece un panorama más completo y detallado del riesgo, pudiendo contribuir en mayor medida en etapas avanzadas de la evaluación, así como en la toma de decisiones y en la gestión de riesgos.

Además, es importante la posibilidad de integración de diversos escenarios de exposición, como los residenciales y escolares, ya que estos pueden ser en general constantes durante el año y, en consecuencia, aumentar el riesgo, especialmente para las poblaciones vulnerables. Esta consideración es crucial para entender de manera integral cómo las diferentes dinámicas de exposición afectan la salud pública.

Por otro lado, en áreas ambientales críticas, como la cuenca del río Matanza-Riachuelo, las evaluaciones de riesgo son fundamentales para abordar problemas de contaminación severa y priorizar acciones de mitigación. En conjunto, estos enfoques permiten una comprensión más integral de los riesgos potenciales y son cruciales para el desarrollo de estrategias efectivas de gestión de riesgos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a las instituciones de dependencia del IHLLA: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CICPBA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), y Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA).

REFERENCIAS

- Carmuega, E. (2015). *Hidratación saludable*. Centro de Estudios sobre Nutrición Infantil. <https://cesni-biblioteca.org/wp-content/uploads/2018/09/HidratacionSaludable.pdf>
- Ceballos, E., Dubny, S., Othax, N., Zabala, M. E. y Peluso, F. (2021). Assessment of human health risk of chromium and nitrate pollution in groundwater and soil of the Matanza-Riachuelo River Basin, Argentina. *Exposure and Health*, 13(3), 323-336. <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00386-9>
- Chen, J., Wu, H., Qian, H. y Gao, Y. (2017). Assessing nitrate and fluoride contaminants in drinking water and their health risk of rural residents living in a semiarid region of Northwest China. *Exposure and Health*, 9, 183-195. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0231-9>
- Decisioneering (2007). Crystal Ball Academic Edition v7.0. Decisioneering, Inc. <https://dssresources.com/vendorlist/vendorselect.php?n=7>
- Giri, S. y Singh, A. K. (2015). Human health risk assessment via drinking water pathway due to metal contamination in the groundwater of Subarnarekha River Basin, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 63. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4265-4>
- Instituto de Hidrología de Llanuras (s.f.). *Herramientas de evaluación de la calidad del agua según usos*. <https://ihlla.conicet.gov.ar/area-hidroambiental/>
- Jiménez-Oyola, S., Escobar Segovia, K., García-Martínez, M. J., Ortega, M., Bolonio, D., García-Garizabal, I. y Salgado, B. (2021). Human health risk assessment for exposure to potentially toxic elements in polluted rivers in the Ecuadorian Amazon. *Water*, 13(5), 613. <https://doi.org/10.3390/w13050613>
- Khan, R., Saxena, A., Shukla, S., Sekar, S., Senapathi, V. y Wu, J. (2021). Environmental contamination by heavy metals and associated human health risk assessment: a case study of surface water in Gomti River Basin, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, pp. 56105–56116. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14592-0>
- Lu, S. Y., Zhang, H. M., Sojinu, S. O., Liu, G. H., Zhang, J. Q. y Ni, H. G. (2015). Trace elements contamination and human health risk assessment in drinking water from Shenzhen, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-8. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4220-9>
- National Research Council (1983). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. National Research Council. National Academic Press, Washington DC, USA. <https://doi.org/10.17226/366>
- Othax N. (2013). *Análisis del riesgo sanitario por contaminantes presentes en los recursos hídricos de las ciudades de Azul y de Tres Arroyos*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Luján.
- Othax, N. y Peluso, F. (17 al 20 de septiembre de 2013). *Evaluación del riesgo por fluoruros en agua subterránea somera a partir de la ingesta local en Azul, Buenos Aires, Argentina*. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología y VI Seminario Latinoamericano sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea, La Plata. https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/104077/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Othax, N., Peluso, F. y Gonzalez Castelain, J. (2014). Riesgo a la salud integrado por fluoruros, nitratos y arsénico en agua subterránea: caso del partido de Tres Arroyos, Argentina. *Revista*

- Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(1), pp. 27-41. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/29876>
- Pasqualini, M. F., Montania, E. F., Hepp, Y., Antolini, L., Finkelstein, J. Z. y García, S. I. (2019). Mapa de riesgo sanitario ambiental de la Cuenca-Matanza Riachuelo (Argentina). Una metodología para priorizar intervenciones. *Revista de Salud Ambiental*, 19(2), 148-158. <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/955>
- Peluso, F., Gonzalez Castelain, J., Rodríguez, L. y Othax, N. (2012). Assessment of the chemical quality of recreational bathing water in Argentina by health risk analysis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 18(6), 1186-1215. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2012.722801>
- Peluso, F., Gonzalez Castelain J., Dubny S., Othax N., Masson I. (30 de agosto de 2016). *El estudio de la calidad del agua superficial*. UNICEN. <https://www.unicen.edu.ar/content/el-estudio-de-la-calidad-del-agua-superficial>
- Peluso, F., Masson, I., Gonzalez Castelain, J., Othax, N. y Dubny, S. (2016). Uncertainties in age- and gender-based health risk assessment for recreational bathing: arsenic in Del Azul Stream, Argentina. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22(3), 753-774. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1107468>
- United States Environmental Protection Agency (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual*. EPA/540/1-89/002. Washington DC, USA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/rags_a.pdf
- United States Environmental Protection Agency (1992). *Guidelines for exposure assessment*. EPA/600/Z-92/001. Federal Register 57(104): 22888-938. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/guidelines_exp_assessment.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2003). *Framework for cumulative risk assessment*. EPA/630/P-02/001F. Risk Assessment Forum, United States Environmental Protection Agency. Washington DC. 129 p. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/frmwrk_cum_risk_assmnt.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2004). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. EPA/540/R/99/005. Washington, DC, USA. 156 p. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/part_e_final_revision_10-03-07.pdf
- United States Environmental Protection Agency. (2024a). *Métodos, modelos, herramientas y base de datos*. Recuperado el 9 de diciembre de 2024. <https://espanol.epa.gov/espanol/metodos-modelos-herramientas-y-base-de-datos#eval>
- United States Environmental Protection Agency. (2024b). *Conducting a Human Health Risk Assessment*. Recuperado el 9 de diciembre de 2024. <https://www.epa.gov/risk/conducting-human-health-risk-assessment>
- Wang, Y., Xin, C., Yu, S., Xie, Y., Zhang, W. y Fu, R. (2022). Health risk assessment based on source identification of heavy metal (loid)s: a case study of surface water in the Lijiang river, China. *Toxics*, 10(12), 726. <https://doi.org/10.3390/toxics10120726>
- Zhao, L., Gong, D., Zhao, W., Lin, L., Yang, W., Guo, W., Tang, X. y Li, Q. (2020). Spatial-temporal distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 704, 134883. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134883>

Tipo de Publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 20/12/2024, aprobado para su publicación el 20/01/2025 y publicado el 17/02/2025.

COMO CITAR

Othax, N., Peluso, F., Masson I. y Gonzalez Castelain, J. (2025). Aplicaciones particulares de la metodología de evaluación de riesgo a la salud por la presencia de sustancias en agua. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA*. e08. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e08>

ROLES DE AUTORÍA

NO abordó el proceso de investigación, análisis, conceptualización, concepción de la idea del artículo y redactó la primera versión. FP contribuyó en el diseño del estudio, en la preparación, creación y redacción del trabajo. NO, FP, IM y JGC completaron en conjunto la preparación y redacción

del trabajo, aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.

SOIL HYDRAULIC PROPERTIES DATABASE OF THE PAMPAS REGION IN BUENOS AIRES PROVINCE

BASE DE DATOS DE PROPIEDADES HIDRÁULICAS DEL SUELO DE LA REGIÓN PAMPEANA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Aile Sellenne Golin⁽¹⁾, Claudio Ramón Mujica⁽²⁾ & Ignacio Villanueva⁽³⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” & Universidad Nacional del Centro de la Provincia Buenos Aires, Azul, Argentina.

e-mail: ailegolin@gmail.com. ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-9406-8642>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” & Universidad Nacional del Centro de la Provincia Buenos Aires, Azul, Argentina.

e-mail: cmujica@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2379-1955>

⁽³⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” & Universidad Nacional del Centro de la Provincia Buenos Aires, Azul, Argentina.

e-mail: ivillanueva@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6951-2114>

ABSTRACT

Flatland areas, such as the Pampas in South America, rank among the world’s most economically productive landscapes. Over the last century, these regions have been increasingly used for intensive production, which has resulted in significant environmental impacts. These include alterations in pH, salinity, and other soil properties; changes in water flows and balances; increased floods and droughts; and heightened wind and water erosion. To address these challenges, numerical process-based models are essential to assess the highly variable, interconnected, and nonlinear processes that drive these impacts. Such models rely on comprehensive soil databases including hydraulic properties to provide representative results. This study aimed to develop a robust database of soil properties for the Buenos Aires Province in Argentina, encompassing much of the Pampas region. Using granulometric and physicochemical data from the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) database, we applied 38 pedotransfer functions to 381 soil profiles to estimate hydraulic parameters. These were compared with seven calibrated parameter sets from the different study sites. This study demonstrated that model performance varies depending on the evaluated function, with specific models excelling in particular variables, highlighting the need for careful selection based on the characteristics of the dataset.

Keywords: INTA, Robust Soil Database, Pedotransfer Functions, Unsaturated Flow, Productive Flatlands.

RESUMEN

Las llanuras, como la Pampa en Sudamérica, se encuentran entre los paisajes más productivos del mundo. En el último siglo, estas regiones han sido intensamente explotadas para actividades agrícolas, generando impactos ambientales significativos, como alteraciones del pH y la salinidad del suelo, cambios en los flujos hídricos, aumento de inundaciones y sequías, y mayor erosión eólica e hídrica. Para abordar estos desafíos, los modelos numéricos basados en procesos son fundamentales para evaluar las interacciones complejas y no lineales que los impulsan. Estos modelos requieren bases de datos detalladas de propiedades del suelo, incluidas las hidráulicas. Este estudio desarrolló una base de datos de propiedades del suelo para la provincia de Buenos Aires (Argentina), que comprende gran parte de la región pampeana. A partir de datos granulométricos y físicoquímicos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), se aplicaron 38 funciones de pedotransferencia a 381 perfiles de suelo para estimar parámetros hidráulicos, comparándolos con siete conjuntos calibrados en siete sitios. Los resultados evidenciaron que el desempeño de las funciones varía según la variable evaluada, destacando la importancia de seleccionar modelos específicos según las características del conjunto de datos.

Palabras clave: INTA, Base de Datos de Suelos Robusta, Funciones de Pedotransferencia, Flujo No Saturado, Llanuras Productivas.

INTRODUCTION

The Argentine Pampa is the largest sedimentary loess plain in South America and includes the province of Buenos Aires, the largest in the country at 307571 km². This region, part of the Rio de la Plata grasslands, is characterized by shallow soils, salinity, and frequent floods and droughts, which limit agriculture and preserve extensive natural grasslands. Despite these challenges, it remains one of the most economically productive areas (Golin et al., 2024; Mujica et al., 2021; Jobbágy & Jackson, 2007).

Intensified land use has significantly impacted soil properties (pH, salinity) and water balance, leading to more frequent floods, droughts, and erosion. These changes disrupt the hydrological cycle by reducing the soil's ability to retain moisture, which is vital for plant growth, ecosystem stability, and flood prevention (Mujica et al., 2019; Damiano & Taboada, 2000). Understanding soil water flow and plant uptake is crucial for addressing these (Sun et al., 2024).

The complex nature of environmental systems in the Pampas requires the use of process-based numerical models to predict the effects of land use changes. These models depend on accurate data on soil hydraulic properties. However, obtaining these parameters by direct measurement is often costly and challenging. As a result, pedotransfer functions (PTFs) are often used to estimate these properties using more readily available information. PTFs have been shown to be effective in improving the accuracy of hydrological models and improving the prediction of groundwater and surface runoff processes (Zimmermann & Basile, 2011).

The accuracy of numerical models relies on the quality of the soil property databases. Key parameters, such as field capacity, bulk density, and residual and saturated water content, are essential for accurately modeling water and solute fluxes. Global databases, such as UNSODA 2.0, and regional databases, such as those of INTA in Argentina, are valuable for predicting phenomena such as runoff and infiltration, as well as for the sustainable management of water resources (Zimmermann & Basile, 2007, 2008).

OBJECTIVES

The objective of this study was to develop a robust database of soil properties for the province of Buenos Aires, Argentina, located in the Pampas region, with

the aim of obtaining the most accurate estimation of hydraulic properties for soil profiles across each cartographic unit in 1:50000 scale soil maps of the province (Figure 1). This was achieved by digitizing and organizing the soil series data provided by INTA into structured tables representing the proportions of cartographic units in the soil maps. The focus was on estimating hydraulic properties, such as water retention and soil permeability, from granulometric and physicochemical data, which are essential for modeling soil-water interactions.

The estimated hydraulic properties were validated against seven calibrated points, enabling the selection of the most reliable pedotransfer functions for this region.

METODOLOGY

Study area

Buenos Aires Province's heterogeneity is determined by geomorphological, edaphic, climatic, and phytogeographical differences, which allowed the delimitation of sub-regions (Oyarzabal et al., 2018). Land is extremely flat, with slopes ranging from < 0.1 to 5%, and they are naturally covered by temperate grasslands (Soriano, 1992). The average annual rainfall ranges from ~ 600 to ~ 1000 mm, and the average annual temperature ranges from ~ 14°C to ~ 17°C. (Podestá et al., 1999). This region is distinguished by a moisture gradient that extends from east to west, along with increasing continental characteristics as one moves towards the northwest (Burgos & Vidal, 1951).

The dominant soils in the region are mollisols from the Late Pleistocene-Holocene sediments (Zárate, 2003; Teruggi, 1957). The low-gradient relief leads to minimal runoff, with water primarily eliminated through evapotranspiration (Lavado & Taboada, 2009; Varni & Usunoff, 1999), resulting in recurrent flooding, increasing salinity, and decreasing the water table depth (Jobbágy et al., 2017; Barranquero et al., 2012). In the Pampa Ondulada region, the landscape features gentle undulations drained by the Paraná and the Río de la Plata tributaries. Soils consist of clayey loess with low sand content (< 5%) and high silt content (~ 70%), with grain size decreasing from SW to NE (Zárate & Tripaldi, 2012; Zárate, 2003).

The Flat Interior Pampa has a gentle relief of eolian dunes that control its poorly integrated surface

drainage and coarse-grained textured soils. The Western Interior Pampa is a low-relief plain drained by ephemeral streams and the Quinto River and presents a complex pattern of dunes formed by fine sand and silt sediments (Zárate & Tripaldi, 2012).

The Pampa Deprimida consists of a very flat terrain that developed from the same loessic sediments, contains more sands towards the southwest, and also has inputs of silty sediments. The deposition of these sediments traced longitudinal formations several kilometers long, 1-1.5 m high and a few hundred meters wide, as well as parabolic dunes adjacent to deflation basins. In Pampa Austral (also known as Pampa Interserrana), loessic deposits form a continuous blanket over the large and complex sandy dune systems of central Argentina. The sediments that form this sub-region are coarser and are commonly classified as sandy, silty clayey loams, although sites with finer textured soils and petrocalcic horizons can be found that are heterogeneous with varying degrees of cementation and thickness (Zárate & Tripaldi, 2012; Zárate, 2003).

Soil charts

In this study, we utilized vector-based soil data provided by the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (National Institute of Agricultural Technology, INTA) for Buenos Aires Province on a 1:50000 scale (INTA, 2022). This dataset was derived from the digitization of the original Soil Charts of the Argentine Republic, which were developed as part of the Plan Mapa de Suelos de la Región Pampeana initiated in 1964. This project marked a significant advancement in national soil classification efforts, focusing on semi-detailed and reconnaissance-level mapping (1:50000–1:100000). The data offers comprehensive information on soil series and is publicly available.

To process these data, Python scripts were developed to extract and parse field data from PDF files containing information on 381 soil series (out of a total of 383, two of which were unreadable) in Buenos Aires Province. These scripts converted the extracted data into a structured format and organized them into Python dictionaries for ease of further analysis. The resulting robust database includes hydraulic parameters estimated using pedotransfer functions, as detailed in Table 1. This digital database is now ready for integration into hydrological and soil modeling applications.

Calibrated control points

The data considered as observed were obtained from two doctoral thesis from the “Dr. Eduardo Usunoff” Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA). In Mujica (2020), the measurements were performed as follows:

The textural class of each horizon was obtained using the hydrometer method (Bouyoucos, 1962), whereas bulk density was found by weighing samples of undisturbed soil cylinders (169.65 cm³, after drying them for 24 h at 105°C). In addition, pH and electrical conductivity (EC) were measured on samples corresponding to each of the horizons. These measurements were performed on the supernatant of dilutions with a soil: water ratio of 1:2.5, previously shaken (6 h), using an OAKTON PC700 reader with a pH probe Cole-Palmer 05992-62 and EC-temperature probe 35608-74 (Chapter 3). The parameters for the van Genuchten model (van Genuchten, 1980) were calibrated using the MIN3P model (Bea et al., 2012; Mayer et al., 2002) from hydrological data measured in the study plots (continuous soil moisture, transpiration, precipitation, and soil temperature).

Weinzettel (2005) obtained the parameters in the field as follows:

In the superficial part of the soil, a tension infiltration meter was used specially to evaluate certain hydraulic parameters of the soil, such as the saturated hydraulic conductivity and the hydraulic conductivity at different tensions close to saturation, as well as to evaluate the presence of soil macroporosity. It was also used to evaluate the presence of soil macroporosity (Chapter 3).

To obtain the $K(\theta)$ functions of each plot, internal drainage tests or instantaneous profile method (Hillel et al., 1972). The test requires periodic measurements of moisture and hydraulic potential at different depths while water drains from the previously saturated soil, without evapotranspiration (Chapter 4).

Points used for calibration (Longitude, Latitude, INTA Soil Series): P1 (-57.83°, -36.1°, Los Naranjos), P2 (-58.906°, -37.498°, Tandil), P3 (-0.063°, -37.155°, Mar del Plata), P4 (-59.654°, -36.947°, Tandil) (Mujica, 2020); P5 (-59.883°, -36.767°, Gral. Guido), P6 (-59.866°, -36.622°, Blanca Chica), P7 (-59.93°, -37.001°, Mar del Plata) (Weinzettel, 2005).

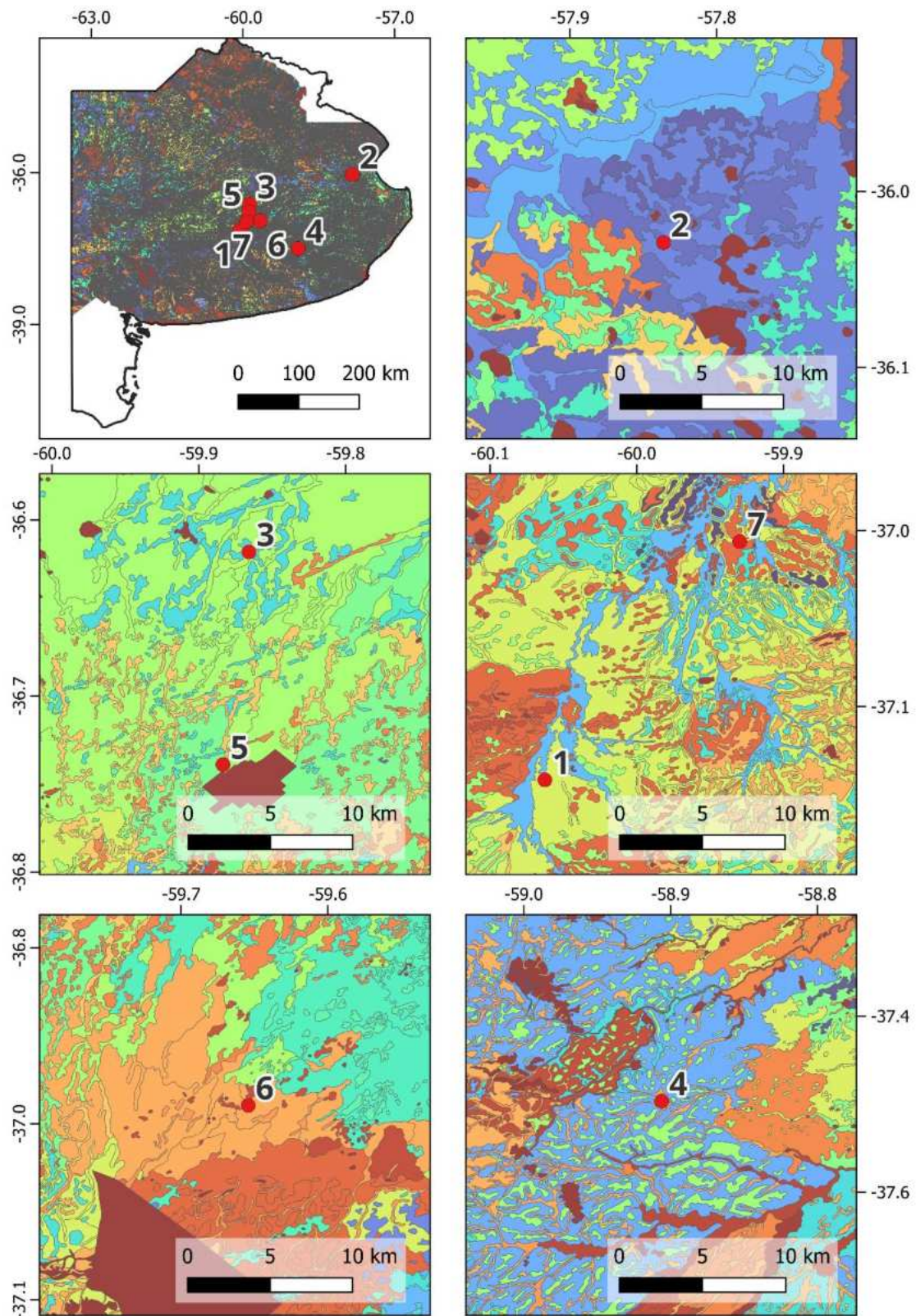


Figure 1. Soil map and calibrated control points locations.

Table 1. Methods used for the estimation of hydraulic parameters.

Method	Equation
Rawls et al. (2004)	$\rho_b = 1.36411 + 0.185628 (0.0845397 + 0.701658w - 0.614038w^2 - 1.18871w^3 + 0.0991862y - 0.301816wy - 0.153337w^2y - 0.0722421y^2 + 0.392736wy^2 + 0.0886315y^3 - 0.601301z + 0.651673wz - 1.37484w^2z + 0.298823yz - 0.192686wyz + 0.0815752y^2z - 0.0450214z^2 - 0.179529wz^2 - 0.0797412yz^2 + 0.00942183z^3) \quad (1)$ <p>where: $x = -1.2141 + 4.23123 * sand$ $y = -1.70126 + 7.55319 * clay$ $w = -0.0771892 + 0.256629x + 0.256704x^2 - 0.140911x^3 - 0.0237361y - 0.098737x^2 - 0.140381y^2 + 0.0140902xy^2 + 0.0287001y^3$ $z = -1.55601 + 0.507094 * om$</p> $\theta_{33} = 29.7528 + 1.3544 * (0.046165 + 0.290955x - 0.0496845x^2 + 0.00704802x^3 + 0.269101y - 0.176528xy + 0.0543138x^2y + 0.1982y^2 - 0.60699y^3 - 0.320249z - 0.0111693x^2z + 0.14104yz + 0.0657345xyz - 0.102026y^2z - 0.04012z^2 + 0.160838xz^2 - 0.12139yz^2 - 0.00616676z^3) \quad (2)$ $\theta_{1500} = 14.2568 + 7.36318 * (0.06865 + 0.108713x - 0.0157225x^2 + 0.00102805x^3 + 0.886569y - 0.223581xy + 0.0126379x^2y - 0.017059y^2 + 0.0135266xy^2 - 0.0334434y^2 - 0.0535182z - 0.0354271xz - 0.00261313x^2z - 0.154563yz - 0.0160219xyz - 0.0400606y^2z - 0.104875z^2 + 0.0159857xz^2 - 0.0671656yz^2 - 0.0260699z^3) \quad (3)$ <p>where: $x = -0.837531 + 0.430183 * oc$ $y = -1.40744 + 0.0661969 * clay$ $z = -1.51866 + 0.0393284 * sand$</p>
Saxton & Rawls (2006)	$\theta_{33} = \theta_{33t} + 1.283\theta_{33t}^2 - 0.374\theta_{33t} - 0.015 \quad (4)$ <p>where: $\theta_{33t} = -0.251 * sand + 0.195 * clay + 0.011 * om + 0.006 * sand * om - 0.027 * clay * om + 0.452 * sand * clay + 0.299$</p> $\theta_{1500} = \theta_{1500t} + 0.14 \theta_{1500t} - 0.02 \quad (5)$ <p>where: $\theta_{1500t} = -0.024 * sand + 0.487 * clay + 0.006 * om + 0.005 * sand * om - 0.013 * clay * om + 0.068 * sand * clay + 0.031$</p> $\rho_b = (1 - \theta_s) * 2.65 \quad (6)$ <p>where: $\theta_s = \theta_{33} + \theta_{(s-33)} - (0.097 * sand) + 0.043$ $\theta_{(s-33)} = (\theta_{(s-33)t} + (0.6360 \theta_{(s-33)t} - 0.107))$ $\theta_{(s-33)t} = 0.278 * sand + 0.034 * clay + 0.022 * om - 0.018 * sand * om - 0.027 * clay * om - 0.584 * sand * clay + 0.078$</p>
Wösten et al. (1999)	$\theta_s = 0.7919 + 0.001691 * clay - 0.29619 * \rho_b - 0.000001491 * silt^2 + 0.0000821 * om^2 + 0.02427 \frac{1}{clay} + 0.01113 \frac{1}{sand} + 0.01472 \log(silt) - 0.0000733 * om * clay - 0.000619 * \rho_b * clay - 0.001183 * \rho_b * om - 0.0001664 * silt \quad (7)$

Table 1 (Continued). Methods used for the estimation of hydraulic parameters.

Method	Equation
Wösten et al. (1999) (cont.)	$\alpha = e^{aexp} \quad (8)$
	<p>where:</p> $aexp = -14.96 + 0.03135 * clay + 0.0351 * silt + 0.646 * om + 15.29 * \rho_b - 0.192 - 4.671$ $* \rho_b^2 - 0.00687 * om^2 + 0.0449 \frac{1}{om} + 0.0663 \log(silt) + 0.1482 \log(om)$ $- 0.04546 * \rho_b * silt - 0.4852 * \rho_b * om + 0.00673 * clay$
	$n = 1 + e^{nexp} \quad (9)$
	<p>where:</p> $nexp = -25.23 - 0.02195 * clay + 0.0074 * silt - 0.1940 * om + 45.5 * \rho_b - 7.24 \rho_b^2$ $+ 0.0003658 * clay^2 + 0.002885 * om^2 - 12.81 * \rho_b^{-1} - 0.1524 * silt^{-1}$ $- 0.01958 * om^{-1} - 0.2876 \log(silt) - 0.0709 \log(om) - 44.6 \log(\rho_b)$ $- 0.02264 * \rho_b * clay + 0.0896 * \rho_b * om + 0.00718 * clay$ $ks = 7.755 + 0.0352 * silt + 0.93 - 0.967 * \rho_b^2 - 0.000484 * clay^2 - 0.000322 * silt^2 + 0.001$ $* silt^{-1} - 0.0748 * om^{-1} - 0.643 \log(silt) - 0.01398 * \rho_b * clay - 0.1673$ $* \rho_b * om + 0.02986 * clay - 0.03305 * silt$
Rawls & Brakensiek (1989)	$\alpha = \frac{1}{e^{aexp}} \quad (10)$
	<p>where:</p> $aexp = (5.3396738 + 0.1845038 * clay - 2.48394546 * \theta_{sat} - 0.00213853 * clay^2$ $- 0.04356349 * sand * \theta_{sat} - 0.61745089 * clay * \theta_{sat} + 0.00143598$ $* sand^2 * \theta_{sat}^2 - 0.00855375 * clay^2 * \theta_{sat}^2 - 0.00001282 * sand^2 * clay$ $+ 0.00895359 * clay^2 * \theta_{sat} - 0.00072472 * sand^2 * \theta_{sat} + 0.0000054$ $* clay^2 * sand + 0.5002806 * \theta_{sat}^2 * clay$
	$n = 1 + e^{nexp} \quad (11)$
	<p>where:</p> $nexp = 0.7842831 + 0.0177544 * sand - 1.062498 * \theta_{sat} - 0.00005304 * sand^2$ $- 0.00273493 * clay^2 + 1.11134946 * \theta_{sat}^2 - 0.03088295 * sand * \theta_{sat}$ $+ 0.00026587 * sand^2 * \theta_{sat}^2 - 0.00610522 * clay^2 * \theta_{sat}^2 - 0.00000235$ $* sand^2 * clay + 0.00798746 * clay^2 * \theta_{sat} - 0.00674491 * \theta_{sat}^2 * clay$ $Ks = e^{Ksatexp} \quad (12)$
	<p>where:</p> $Ksatexp = -8.96847 + 19.52348 \theta_{sat} - 0.028212 clay + 0.00018107 sand^2$ $- 0.0094125 clay^2 - 8.395215 \theta_{sat}^2 + 0.077718 sand \theta_{sat}$ $- 0.00298 sand^2 \theta_{sat}^2 + 0.0000173 sand^2 clay + 0.02733 clay^2 \theta_{sat}$ $+ 0.001434 sand^2 \theta_{sat} - 0.0000035 clay^2 sand$
Vereecken et al. (1990)	$\theta_r = 0.015 + 0.005 silt + 0.014 om \quad (13)$
	$\theta_s = 0.803 - 0.283 \rho_b + 0.0013 silt \quad (14)$
	$\alpha = e^{(-2.486 + 0.025 sand - 0.351 silt)} \quad (15)$
	$KS = 24 * 0.04167 * e^{(20.62 - (0.96 * \log(silt)) - (0.66 * (\log(sand))) - (0.46 * (\log(float(om)))) - (8.43 * \rho_b))} \quad (16)$

Table 1 (Continued). Methods used for the estimation of hydraulic parameters.

Method	Equation
Cosby et al. (1984)	$\theta_s = \frac{50.5 - 0.142 \cdot sand - 0.037 \cdot silt}{100} \quad (17)$ $K_s = 2.94 * 10^{(-0.6 + 0.0126 \cdot sand - 0.0064 \cdot silt)} \quad (18)$
Ahuja et al. (1989)	$K_s = 1058.5 * (\theta_s - (\frac{f_c}{100}))^{3.3545} \quad (19)$
Jabro (1992)	$K_s = 10^{(9.6 - (0.81 * \log(silt)) - (1.09 * \log(clay)) - (4.64 * \rho_b))} \quad (20)$
Jaynes & Tyler (1984)	$K_s = \frac{1}{24.10^{-(0.044 \cdot (sand/100) - 0.61 \cdot \rho_b)}} \quad (21)$
Puckett et al. (1985)	$K_s = (4.36e - 5 * 86400 * 100) * e^{(-0.1975 \cdot clay)} \quad (22)$
Campbell, & Shiozawa (1992)	$K_s = 0.54 * e^{(-0.007 \cdot sand) - (0.167 \cdot clay)} \quad (23)$
Gülser & Candemir (2008)	$K_s = 8.29 - 0.0782 * clay + 0.085 * silt - 4.73 * \rho_b \quad (24)$
Wösten et al. (2001)	$K_s = 0.04167 * e^{(-42.6 + (8.71 \cdot om) + (61.9 \cdot \rho_b) - (20.79 \cdot \rho_b^2) - (0.2107 \cdot om^2) - (0.01622 \cdot clay \cdot om) - (5.382 \cdot \rho_b \cdot om))} \quad (25)$
ρ_b : soil bulk density, [g/cm ³]; <i>sand</i> : sand, [%w]; <i>clay</i> : clay, [%w]; <i>om</i> : organic matter, [%w]; <i>oc</i> : organic carbon, [%w]; <i>silt</i> : silt, [%w]; θ_{33} : 33 kPa moisture, [%v]; θ_{1500} : 1500 kPa moisture, [%v]; θ_s : saturated moisture (0 kPa), [%v]; α : coefficient related to the inverse of the air entry suction (van Genuchten, 1980), [1/m]; <i>n</i> : measure of a pore-size distribution (van Genuchten, 1980), [-]; <i>ks</i> : saturated hydraulic conductivity, [cm /d]; θ_r : residual soil water content, [%v].	

Quantitative Evaluation

The data from the seven calibration sites encompassing all depths were grouped by calculated variables: bulk density (ρ_b), saturated conductivity (K_s), van Genuchten model exponent (*n*) and the alpha parameter of soil water retention (α), the saturated water content (θ_s), the residual water content (θ_r), wilting point (θ_{1500}), and field capacity (θ_{33}); classified according to the functions utilized as shown in Table 1 and the Rosetta model, that implements artificial neural network for five PTFs in a so-called hierarchical approach. Rosetta model estimates K_s , *n* and α (Schaap, 2004), was implemented through a Python package (Skaggs, n.d.) which was executed twice. First, using the parameters ρ_b , θ_{1500} , and θ_{33} obtained through the formulas of Rawls (Rawls et al., 2004), and second, using those derived from Saxton's formulas (Saxton & Rawls, 2006).

For each group, residuals were computed, and statistical metrics such as standard deviation, Pearson's

correlation coefficient, and reference standard deviation (based on observed values) were calculated. The analysis employed the geometric relationships illustrated in the Taylor Diagram, which visually integrates these metrics, enabling a comprehensive evaluation of the model performance and the development of balanced skill scores that capture multiple dimensions of accuracy (Taylor, 2001).

RESULTS AND DISCUSSION

The evaluation of model performance across variables revealed significant variability. For the ρ_b , 64 modeled values and 32 observed values were analyzed. The observed standard deviation (0.2626) exceeded those modeled by Saxton (0.1555) and Rawls (0.1167), which also showed low correlations of 0.1091 and 0.4673, respectively. Rawls performed the best (Figure 2). For K_s , none of the models captured observed variability (60.2092). A total of 436 modeled values

and 31 observed values were analyzed. Among them, Saxton and Vereecken (Vereecken et al., 1990) achieved the highest correlations (0.5865 and 0.4606, respectively) but underestimated the standard deviation (18.0016 and 10.8391, respectively), Saxton performed the best (Figure 3). For the 87 calculated values and 25 measured values of the parameter n , only Rawls and Brakensiek (Rawls and Brakensiek, 1989) exceeded the observed standard deviation (0.1051) with a value of 0.3123, although it showed a low correlation of 0.1232. The other models demonstrated correlations below 0.2, and performed similar and better (Figure 4). For the 137 calculated values and 31 observed values of the parameter α , Wösten et al. (1999) and Vereecken produced the highest correlations (0.1349 and 0.1868, respectively), although their standard deviations deviated considerably from the observed value (0.0050), Wösten performed the worst and Vereecken the best (Figure 5). For θ_s , Wösten demonstrated the strongest correlation (0.5165), followed by Vereecken (0.4386), despite neither replicating the observed variability (0.1262). The analysis was based on 144 calculated values and 32 observed values, all models with similar performance, and Rosetta Saxton the worst (Figure 6). For θ_r , Rosetta Saxton demonstrated the strongest correlation (0.4117), followed by Rosetta Rawls (0.4067), despite neither replicating the observed variability (0.0599). The analysis was based on 160 calculated values and 32 observed values, both Rosetta performed the best (Figure 7). For θ_{33} , both Saxton and Rawls achieved standard deviations (6.0028 and 1.6959, respectively) closer to the observed value (15.1958) but exhibited weak correlations (0.0199 and 0.2574, respectively). The analysis included 64 calculated values and 32 observed values; Rawls performed better than Saxton (Figure 8). Lastly, for θ_{1500} , Saxton and Rawls demonstrated comparable correlations (0.2982 and 0.2988, respectively) and standard deviations (6.2997 and 5.6546, respectively) that were close to the observed variability (7.6369). This analysis also included 64 calculated values and 32 observed values, Rawls performed better than Saxton (Figure 9). Overall, the analysis underscores substantial differences in model performance, with specific models excelling in certain metrics, but none achieving a comprehensive representation across all variables. It should be noted that here we are evaluating a set of pedotransfer functions applied to a coarse soil dataset (INTA Soil Series) against in situ data, so high accuracy of results can't be expected. On the other hand, the INTA soil series data are very valuable for the application of hydrological modelling where soil data are not available.

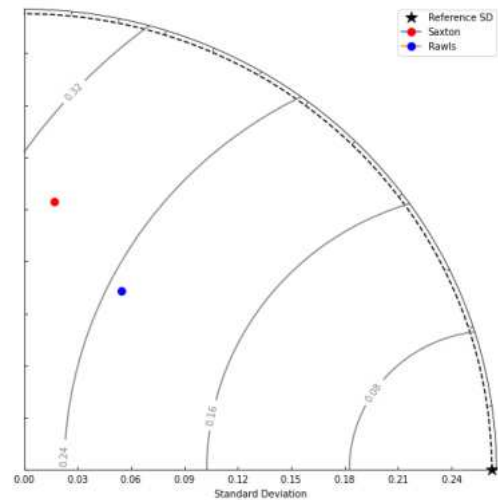


Figure 2. p_b model performance at 7 locations across all depths.

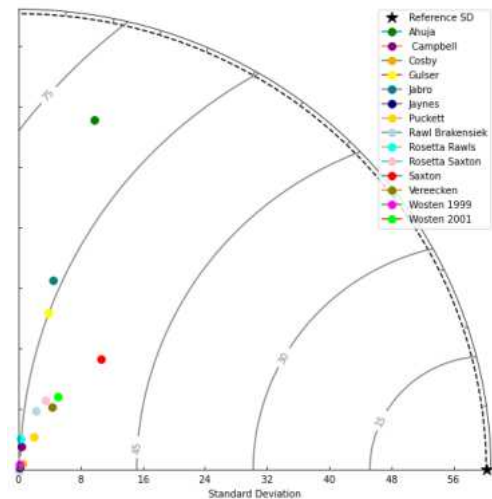


Figure 3. K_s model performance at 7 locations across all depths.

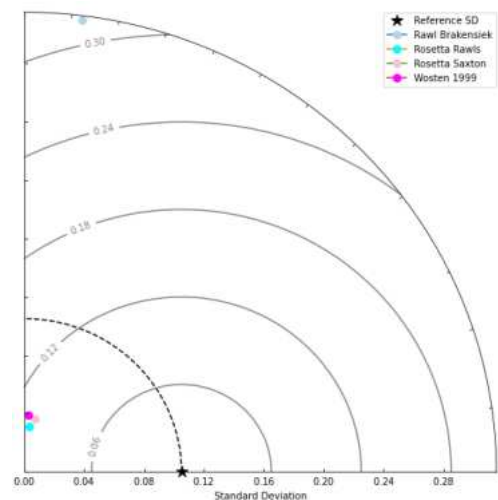
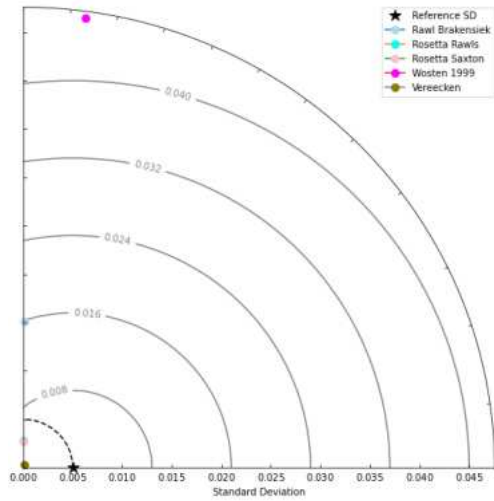
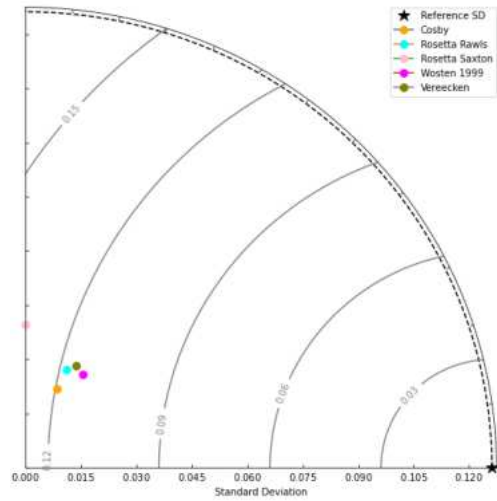
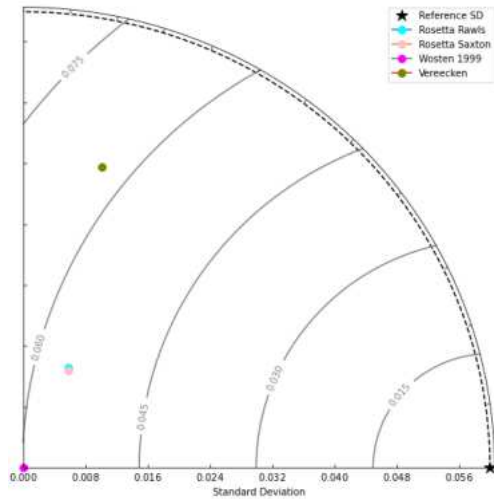
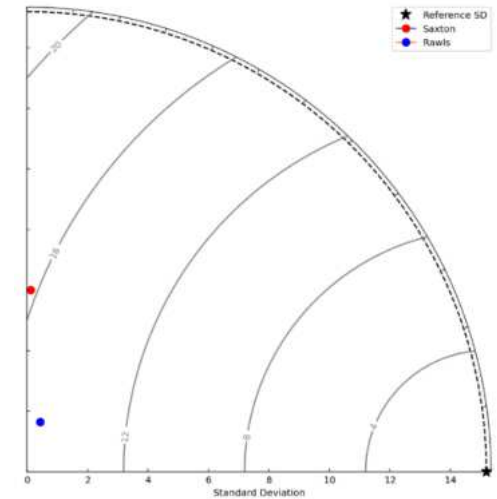
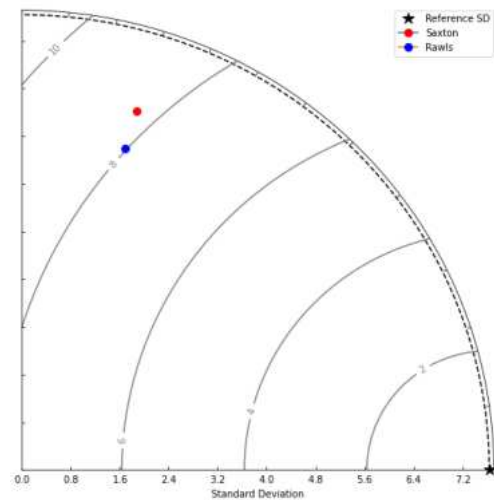


Figure 4. n model performance at 7 locations across all depths.


 Figure 5. α model performance at 7 locations across all depths.

 Figure 6. θ_s model performance at 7 locations across all depths.

 Figure 7. θ_r model performance at 7 locations across all depths.

 Figure 8. θ_{33} model performance at 7 locations across all depths.

 Figure 9. θ_{1500} model performance at 7 locations across all depths.

CONCLUSIONS

The results show that the models evaluated have difficulty fully replicating the observed variability in the variables. In most cases, low Pearson correlation coefficients (r) indicate a weak relationship between the modeled and observed values, which limits the predictive accuracy of the models. Taylor diagrams are a powerful tool for visually assessing statistical metrics that quantify model performance and have been key in evaluating models by comparing their ability to replicate observed variability.

This study could benefit from an increase in observed measurements, which would improve the evaluation tools and provide greater robustness to the analysis. In summary, the model selection should be based on

the specific performance of each model for each variable, adjusting the choice according to the particular characteristics of the variables.

ACKNOWLEDGEMENTS

We express our deep gratitude to the “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) and the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) for their invaluable support throughout this research.

REFERENCES

- Ahuja, L. R., Cassel, D. K., Bruce, R. R. & Barnes, B. B. (1989). Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. *Soil Science*, 148(6), 404–411. <https://doi.org/10.1097/00010694-198912000-00002>
- Barranquero, R. S., Varni, M., Ruiz de Galarreta, A. & Banda Noriega, R. (14-15 de junio de 2012). *Evaluación de las características del agua subterránea en la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires, Argentina*. 1er Encuentro de investigadores en Formación en Recursos Hídricos. Ezeiza, Buenos Aires, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/319621092_Evaluacion_de_las_caracteristicas_del_agua_subterranea_en_la_cuenca_del_arroyo_Langueyu_Tandil_Buenos_Aires_Argentina
- Bea, S. A., Wilson, S. A., Mayer, K. U., Dipple, G. M., Power, I. M. & Gamazo, P. (2012). Reactive Transport Modeling of Natural Carbon Sequestration in Ultramafic Mine Tailings. *Vadose Zone Journal*, 11(2), vzj2011.0053. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0053>
- Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils¹. *Agronomy Journal*, 54(5), 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Burgos, J. J. & Vidal, A. L. (1951). The Climates of the Argentine Republic According to the New Thornthwaite Classification. *Annals of the Association of American Geographers*, 41(3), 237–263. <https://doi.org/10.1080/00045605109352055>
- Campbell, G. S. & Shiozawa, S. (1992). Prediction of hydraulic properties of soils using particle-size distribution and bulk density data. In M. T. Van Genuchten, F. J. Leij and L. J. Lund (Eds.), *Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils: Proceedings of the International Workshop on Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils, Riverside, California, October 11-13, 1989* (pp. 317–328). U. S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U. S. Department of Agriculture. <https://books.google.com.ar/books?id=smVRAAAAMAAJ>
- Cosby, B. J., Hornberger, G. M., Clapp, R. B. & Ginn, T. R. (1984). A Statistical Exploration of the Relationships of Soil Moisture Characteristics to the Physical Properties of Soils. *Water Resources Research*, 20(6), 682–690. <https://doi.org/10.1029/WR020i006p00682>
- Damiano, F. & Taboada, M. A. (2000). Predicción del agua disponible usando funciones de pedotransferencia en suelos agrícolas de la región pampeana. *Ciencia del suelo* 18(2), 77–88. https://suelos.org.ar/publicaciones/vol_18n2/damia_no_77-88.pdf
- Golin, A. S., Páez Campos, H. R., Guevara Ochoa, C., Dávila, C. F. & Vives, L. S. (2024). Assessing open-access digital elevation models for hydrological applications in a large scale plain: Drainage networks, shallow water bodies and vertical accuracy. *Earth Surface Processes and Landforms*, 49(15), 5269–5283. <https://doi.org/10.1002/esp.6035>
- Gülser, C. & Candemir, F. (2008). Prediction of Saturated Hydraulic Conductivity Using Some Moisture Constants and Soil Physical Properties. *Proceeding Balwois*, 1–5. https://www.researchgate.net/profile/Coskun-Guelser/publication/228839205_Prediction_of_Saturated_Hydraulic_Conductivity_Using_Some_Moisture_Constants_and_Soil_Physical_Properties/links/0c96053b16981075ab000000/Prediction-of-Saturated-Hydraulic-Conductivity-Using-Some-Moisture-Constants-and-Soil-Physical-Properties.pdf
- Hillel, D., Krentos, V. D. & Stylianou, Y. (1972). Procedure and test of an internal drainage method for measuring soil hydraulic characteristics in situ. *Soil Science*, 114(5), 395–400. <https://doi.org/10.1097/00010694-197211000-00011>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2022, May 26). *El INTA digitaliza las cartas de suelos de la Provincia de Buenos Aires*. INTA Informa. <https://intainforma.inta.gob.ar/el-inta-digitaliza-las-cartas-de-suelos-de-la-provincia-de-buenos-aires/>
- Jabro, J. D. (1992). Estimation of saturated hydraulic conductivity of soils from particle size distribution and bulk density data. *Transactions of the American*

- Society of Agricultural and Biological Engineers*, 35(2), 557–560.
<https://doi.org/10.13031/2013.28633>
- Jaynes, D. B. & Tyler, E. J. (1984). Using soil physical properties to estimate hydraulic conductivity. *Soil Science*, 138(4), 298–305.
<https://doi.org/10.1097/00010694-198410000-00007>
- Jobbágy, E. G. & Jackson, R. B. (2007). Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 112, G02013.
<https://doi.org/10.1029/2006JG000246>
- Jobbágy, E. G., Tóth, T., Nosetto, M. D. & Earman, S. (2017). On the Fundamental Causes of High Environmental Alkalinity ($\text{pH} \geq 9$): An Assessment of Its Drivers and Global Distribution. *Land Degradation & Development*, 28(7), 1973–1981.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2718>
- Lavado, R. S. & Taboada, M. A. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), 150A–153A.
<https://doi.org/10.2489/jswc.64.5.150A>
- Mayer, K. U., Frind, E. O. & Blowes, D. W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resources Research*, 38(9), 1174.
<https://doi.org/10.1029/2001WR000862>
- Mujica, C. R. (2020). *Modelación numérica de los cambios hidrogeoquímicos en la zona no saturada del suelo sometida a distintos usos primarios en la región centro-sur bonaerense* [Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata].
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26412.62085>
- Mujica, C. R., Bea, S. A., Jobbágy, E. G. (2021). Modeling soil chemical changes induced by grassland afforestation in a sedimentary plain with shallow groundwater. *Geoderma*, 400(2021), 115158.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115158>
- Mujica, C. R., Milione, G. M., Bea, S. A. & Jobbágy, E. G. (2019). Modelación de los cambios químicos en suelos inducidos por la forestación de pastizales naturales en ecosistemas de llanura. *Ecología Austral*, 29(3), 433–445.
<https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.896>
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M. & León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1), 040–063.
<https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>
- Podestá, G. P., Messina, C. D., Grondona, M. O. & Magrin, G. O. (1999). Associations between Grain Crop Yields in Central-Eastern Argentina and El Niño–Southern Oscillation. *Journal of Applied Meteorology*, 38(1), 1488–1498.
[https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1999\)038<1488:ABGCYI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<1488:ABGCYI>2.0.CO;2)
- Puckett, W. E., Dane, J. H. & Hajek, B. F. (1985). Physical and Mineralogical Data to Determine Soil Hydraulic Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 49(4), 831–836.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900040008x>
- Rawls, W. J. & Brakensiek, D. L. (1989). Estimation of Soil Water Retention and Hydraulic Properties. In H. J. Morel-Seytoux (Ed.), *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling*. NATO ASI Series, Vol. 275. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2352-2_10
- Rawls, W. J., Nemes, A., Pachepsky & Ya. (2004). Effect of soil organic carbon on soil hydraulic properties. *Development in Soil Science*, 30(2004), 95–114.
[https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30006-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30006-1)
- Saxton, K. E. & Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569–1578.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>
- Schaap, M. G. (2004). Graphic user interfaces for pedotransfer functions. *Developments in Soil Science*, 30(2004), 349–356.
[https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30019-X](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30019-X)
- Skaggs, T. H. (n.d.). *Rosetta soil*. GitHub. Retrieved January 2024 from <https://github.com/usda-ars-ussl/rosetta-soil?tab=readme-ov-file>
- Soriano, A. (1992). Río de la Plata grasslands. In R. T. Coupland (Ed.), *Natural grasslands: introduction and western hemisphere* (pp. 367–407). Elsevier.
<https://cir.nii.ac.jp/crid/1570854175783394048>
- Sun, J., Wang, G., Sun, X., Sun, S., Guo, L., Hu, Z., Song, C. & Lin, S. (2024). Soil water dynamics and plant water uptake: Primeval mature vs. debris flow-developed half-mature subalpine fir stands in the eastern Tibetan Plateau. *Science of the Total Environment*, 951(2024), 175437.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.175437>
- Taylor, K. E. (2001). Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *Journal*

- of *Geophysical Research: Atmospheres*, 106(D7), 7183–7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>
- Teruggi, M. E. (1957). The Nature and Origin of Argentine Loess. *Journal of Sedimentary Research*, 27(3), 322–332. <https://doi.org/10.1306/74D706DC-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892–898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- Varni, M. R. & Usunoff, E. J. (1999). Simulation of regional-scale groundwater flow in the Azul River basin, Buenos Aires Province, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 7, 180–187. <https://doi.org/10.1007/s100400050190>
- Vereecken, H., Maes, J. & Feyen, J. (1990). Estimating unsaturated hydraulic conductivity from easily measured soil properties. *Soil Science*, 149(1), 1–12. <https://doi.org/10.1097/00010694-199001000-00001>
- Weinzettel, P. (2005). *Hidrodinámica de la zona no saturada en suelos argiudoles de la cuenca del arroyo Azul*. [Tesis de doctorado no publicada]. Universidad Nacional del Sur.
- Wösten, J. H. M., Lilly, A., Nemes, A. & Le Bas, C. (1999). Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3–4), 169–185. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00132-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00132-3)
- Wösten, J. H. M., Pachepsky, Ya. A. & Rawls, W. J. (2001). Pedotransfer functions: Bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251(3–4), 123–150. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00464-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00464-4)
- Zárate, M. A. (2003). Loess of southern South America. *Quaternary Science Reviews*, 22(18–19), 1987–2006. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(03\)00165-3](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(03)00165-3)
- Zárate, M. A., Tripaldi, A. (2012). The aeolian system of central Argentina. *Aeolian Research*, 3(4), 401–417. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2011.08.002>
- Zimmermann, E. D. & Basile, P. A. (2007, May 15). *Funciones hidráulicas de suelos limosos: regresiones no lineales con propiedades físicas y granulométricas*. XXI° Congreso Nacional del Agua, San Miguel de Tucumán, Argentina. <https://www.fceia.unr.edu.ar/curiham/es/wp-content/uploads/2018/11/con10-CNA071.pdf>
- Zimmermann, E. D. & Basile, P. A. (2008). Uso de funciones de pedotransferencia para la estimación de parámetros hidráulicos en suelos limosos (Llanura Argentina). *Boletín geológico y minero*, 119(1), 71–80. https://web.igme.es/boletin/2008/119_1_2008/ARTICULO%206.pdf
- Zimmermann, E. D. & Basile, P. A. (2011). Estimación de parámetros hidráulicos en suelos limosos mediante diferentes funciones de pedotransferencia. *Tecnología y ciencias del agua*, 2(1), 99–116. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-24222011000100007&script=sci_arttext

Type of Publication: ARTICLE.

Work received on 26/12/2024, approved for publication on 03/02/2025 and published on 28/02/2025.

HOW TO CITE

Golin, A. S., Mujica, C. R & Villanueva, I. (2025). Soil hydraulic properties database of the Pampas Region in Buenos Aires Province. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA*. e09. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e09>

AUTHORSHIP ROLES

First and last names of the authors	Academic collaboration													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Aile Selenne Golin	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Claudio Ramón Mujica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ignacio Villanueva					X	X					X	X	X	

1. Project administration; **2.** Funding acquisition; **3.** Formal analysis; **4.** Conceptualization; **5.** Data curation; **6.** Writing – review and editing; **7.** Research; **8.** Methodology; **9.** Resources; **10.** Writing – original draft; **11.** Software; **12.** Supervision; **13.** Validation; **14.** Visualization.

LICENSE

This is an open access article under license Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 4.0 International (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>).



This work is part of the SPECIAL ISSUE (2024): 40 years of the “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA), from the journal Cuadernos del CURIHAM.

CARACTERIZACIÓN Y DINÁMICA ESTACIONAL DE LAS CUBETAS DEL SECTOR LLANO DE LA CUENCA DEL ARROYO DEL AZUL

CHARACTERIZATION AND SEASONAL DYNAMICS OF THE PONDS LOCATED IN THE FLAT SECTOR OF DEL AZUL CREEK BASIN

Micaela Agostina Chindamo ^{(1) (2) (7)}, María Soledad Fontanarrosa ^{(2) (3) (8)}, Ilda Entraigas ^{(1) (9)}, Claudia Fernanda Dávila ^{(1) (2) (10)}, Luisa Fernanda Fajardo González ^{(2) (4) (11)}, Ninoska Mayerlin Briceño Maldonado ^{(1) (5) (12)} y Natalia Vercelli ^{(1) (6) (13)}

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo J. Usunoff", Azul, Argentina.

⁽²⁾ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.

⁽³⁾ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Tandil, Argentina.

⁽⁴⁾ Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", La Plata, Argentina.

⁽⁵⁾ Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Azul, Argentina.

⁽⁶⁾ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

⁽⁷⁾ e-mail: mchindamo@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4804-8316>

⁽⁸⁾ e-mail: sfontanarrosa@ecosistemas.exa.unicen.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1071-4942>

⁽⁹⁾ e-mail: ilda@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5730-4337>

⁽¹⁰⁾ e-mail: ferchidavila@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-2238-4148>

⁽¹¹⁾ e-mail: lfajardo@ilpla.edu.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0897-9455>

⁽¹²⁾ e-mail: nbriceno@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7004-563X>

⁽¹³⁾ e-mail: nvercelli@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3150-9905>

RESUMEN

La Pampa Deprimida, inmersa en la ecorregión Pampa, se caracteriza por la presencia de un gran número de cubetas esenciales para la regulación hídrica, la recarga de acuíferos y por ser hábitats para especies acuáticas. Con el objetivo de comprender la dinámica estacional de tres cubetas del sector llano de la cuenca del Azul, se realizaron nueve muestreos estacionales durante el período 2019-2022. Se midieron variables fisicoquímicas in situ (transparencia, temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto), en laboratorio (nitrógeno Kjeldahl, fósforo total, sólidos suspendidos) y biológicas (clorofila a), complementadas con cálculos de índices tróficos. Mediante imágenes satelitales y datos de campo, se calcularon las áreas de las cubetas y el índice de desarrollo de costa. Las cubetas mostraron marcadas variaciones de superficie, pero estabilidad morfométrica. Los valores de oxígeno disuelto y conductividad eléctrica coincidieron con rangos típicos de lagunas pampeanas. Presentaron altos niveles de nutrientes y sólidos suspendidos, principalmente en verano. El estado trófico, según los nutrientes, osciló entre eutrófico e hipetrófico, subestimado al emplear la clorofila-a como indicador. Estos resultados son clave para comprender la funcionalidad de estos sistemas y guiar acciones de manejo frente al uso del territorio y los cambios ambientales.

Palabras clave: Pampa Deprimida, Limnología, Estado trófico, Humedales.

ABSTRACT

The Flooding Pampa, located in the Pampa region, is characterized by a high number of depression ponds that are essential for water regulation, aquifer recharge, and as habitats for aquatic species. To understand the seasonal dynamics of three ponds in the flat sector of del Azul Creek basin, nine seasonal samplings were conducted from 2019 to 2022. Physicochemical variables were measured in situ (transparency, temperature, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen), in the laboratory (Kjeldahl nitrogen, total phosphorus, suspended solids), and biological parameters (chlorophyll-a), complemented by trophic index calculations. Satellite imagery and field data were used to estimate the areas of the ponds and their shoreline development index. The ponds exhibited marked surface variations but morphometric stability. Dissolved oxygen and electrical conductivity values were within the typical ranges of Pampean lakes. They showed high levels of nutrients and suspended solids, particularly during summer. Trophic status, based on nutrients, ranged from eutrophic to hypertrophic, although it was underestimated when using chlorophyll-a as an indicator. These findings are crucial for understanding the functionality of these systems and guiding management actions in the context of land use and environmental changes.

Keywords: Flooding Pampa, Limnology, Trophic state, Wetlands.

INTRODUCCIÓN

Las grandes llanuras son relativamente escasas en el mundo. Cuando se encuentran en climas húmedos o subhúmedos, constituyen el sostén de actividades económicas de primer orden, siempre vinculadas al agua, ya sea como insumo o como factor impulsor o limitante (Usunoff et al., 1999). En Argentina, la ecorregión Pampa con 398966 km² constituye el ecosistema de praderas más importante del país (Matteucci, 2012). En los últimos dos siglos, esta ecorregión ha experimentado profundos cambios en su paisaje, con la reducción de pastizales naturales, reemplazados por cultivos y pasturas implantadas (Castro Berman et al., 2018).

La Pampa Deprimida, inmersa en la ecorregión Pampa, se ubica en el centro-este de la provincia de Buenos Aires y se caracteriza por un relieve plano y la ocurrencia de inundaciones extraordinarias periódicas, de magnitud y frecuencia muy variables interanualmente (Morello, 2012). Como parte del paisaje se observa la presencia de múltiples cubetas, muchas de ellas producto de la deflación eólica, y otras de la disolución del carbonato de calcio subyacente (Tricart, 1973). Las bajas pendientes del terreno y el drenaje interno deficiente de estas depresiones (debido a la naturaleza arcillosa e impermeable de su subsuelo) hacen que, en períodos de excesos hídricos, el agua de lluvia se acumule en ellas y permanezca más tiempo que en las áreas circundantes (Fuschini Mejía, 1994). De esta manera, las depresiones se interconectan a través de la microtopografía formando vías de flujo, mientras que durante los períodos secos permanecen aisladas y algunas incluso se secan.

Estos cuerpos de agua son esenciales para la regulación hídrica, la recarga de acuíferos y la provisión de hábitats para una gran diversidad de especies acuáticas (Baigún et al., 2017). Asimismo, son considerados centinelas del cambio climático global y de las transformaciones en el uso del suelo debido a su capacidad para responder a modificaciones ambientales en la cuenca asociada (Adrian et al., 2009).

De acuerdo con Nomdedeu et al. (2024), los humedales ocupan aproximadamente el 35% de la superficie de la provincia de Buenos Aires, dentro de los cuales Geraldi et al. (2011) estimaron la existencia de 13824 cuerpos de agua mayores a 10 ha y 146000 cuerpos de agua de entre 0.05 y 10 ha.

Las cubetas de deflación son reconocidas por poseer una forma redondeada y bien definida (Dangavs, 1998), un flanco este-noreste con un médano de 1 a 1.5 m de altura que evidencia la acción de vientos dominantes del oeste-suroeste durante su formación (Frenguelli, 1950; Dangavs y Reynaldi, 2008). Su profundidad rara vez supera los 4 m, siendo la mayoría menores a 2 m (Fidalgo, 1983). Debido a estas características, pocas veces experimentan estratificación térmica, salvo en períodos muy breves. De manera natural, estos cuerpos son eutróficos, aunque enfrentan un estrés ambiental creciente que incrementa la concentración de nutrientes en sus aguas e intensifica dicho proceso (Quirós, 2005; Izaguirre et al., 2015; O'Farrell et al., 2021). Además, experimentan marcadas variaciones en superficie, profundidad y salinidad de acuerdo con los ciclos de sequía e inundación característicos del paisaje pampeano (Quirós et al., 2002a; Quirós, 2005). En estas lagunas es frecuente la presencia de macrófitas emergentes como el junco (*Schoenoplectus californicus*) que forman comunidades de densidades y formas variables ubicadas en zonas marginales o centrales del cuerpo de agua, y le dan su fisonomía característica. Suelen estar acompañadas por especies sumergidas, flotantes y otras macrófitas emergentes de menor porte.

A pesar de su importancia ecológica, existe una notable carencia de estudios que caractericen limnológicamente y evalúen el estado trófico de las cubetas ubicadas en el sector llano de la cuenca del arroyo del Azul perteneciente a la Pampa Deprimida. Comprender la limnología de estos sistemas resulta crucial para interpretar los procesos que determinan la calidad del agua y la estructura de las comunidades biológicas que los habitan (Sánchez, 2021; Zunino, 2018). Asimismo, evaluar su estado trófico es esencial para analizar los niveles de eutrofización y su impacto sobre la biodiversidad acuática y la funcionalidad de los ecosistemas.

OBJETIVO

El presente artículo tiene como objetivo presentar una primera caracterización limnológica y evaluación del estado trófico de cubetas someras con gran variabilidad en su dinámica hídrica, inmersas en campos ganaderos y ubicadas en el sector llano de la cuenca del arroyo del Azul.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

La cuenca del arroyo del Azul (Figura 1) se ubica en el centro de la provincia de Buenos Aires (Argentina) entre las latitudes 36°09' y 37°19' S, y las longitudes 58°51' y 60°10' O con una superficie total de 6237 km². Presenta una precipitación media anual de 940.65 mm y una temperatura media de 14.4 °C (1994-2024), y el clima de la región es subhúmedo-húmedo mesotérmico, según la clasificación de Thornthwaite y Mather (1955). Los anegamientos son comunes en otoño, invierno y principios de primavera (Chaneton et al., 2002), mientras que en verano

predominan los déficits hídricos, generalmente asociados con altas tasas de evaporación y evapotranspiración (Varni et al., 2014).

Es posible establecer dos ambientes en la cuenca: uno serrano (2237 km²), localizado en el límite sur, perteneciente al Complejo Sierras Bonaerenses, con altitudes por sobre los 200 msnm y donde se ubican las nacientes de los arroyos (cuenca alta); y otro llano, localizado en la zona noreste, perteneciente al Complejo Pampa Deprimida que ocupa el área restante (4000 km²) y en donde las altitudes no superan los 130 msnm. La zona de transición entre ambos, cuenca media, se caracteriza por suaves ondulaciones y es en donde se emplaza la ciudad de Azul.

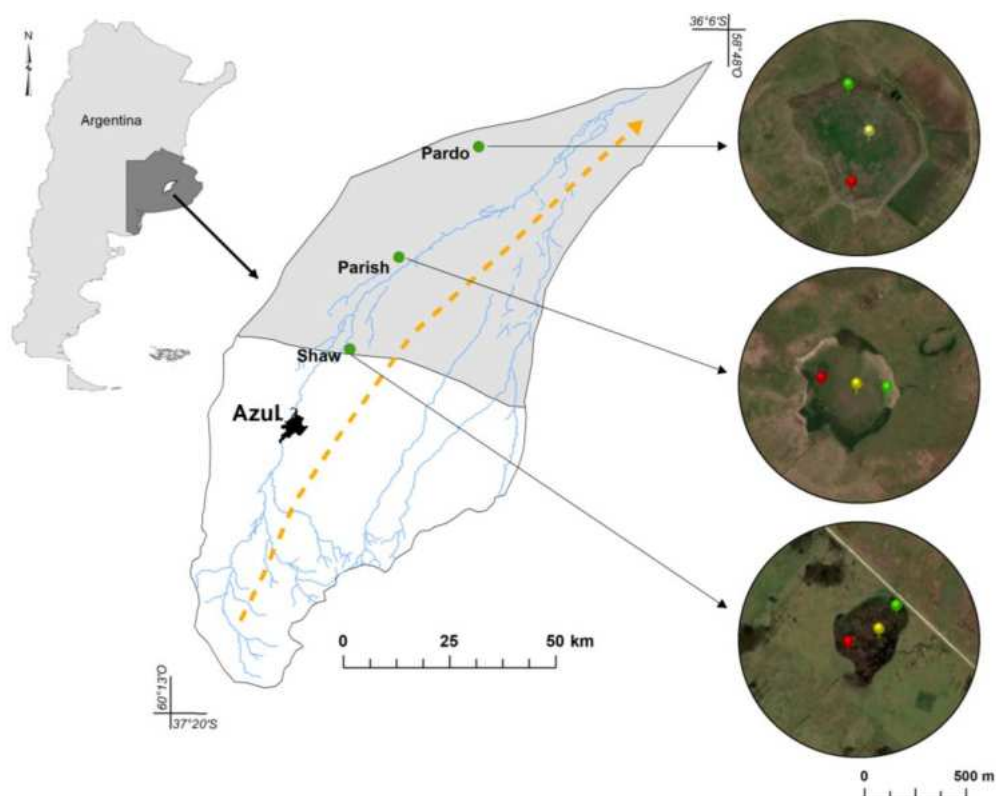


Figura 1. Cuenca del arroyo del Azul y la ubicación de las cubetas estudiadas en su sector llano (gris). Los puntos de colores indican los sitios de muestreo en cada cubeta: canal de entrada (rojo), centro (amarillo) y canal de salida (verde). Las flechas naranjas indican la dirección del gradiente de la Conductividad Eléctrica (CE) del agua subterránea.

El sector llano se caracteriza por tener una pobre expresión topográfica con suaves pendientes que oscilan entre 0.1 y 0.2% mostrando así, un escaso escurrimiento superficial, un nivel freático cercano a la superficie, entre 0.2 y 2.5 m (Entraigas et al., 2017) y un aumento de salinidad de las aguas subterráneas que siguen la dirección de flujo (suroeste a noreste) (Zabala et al., 2016). Las cubetas son abundantes en este sector y

experimentan cambios significativos según el régimen hídrico: en períodos de abundancia de agua, funcionan como reservorios y abrevaderos, mientras que en tiempos de sequía son ocupadas por el ganado que aprovecha las hierbas palatables que crecen en estos sitios.

De manera general las prácticas agropecuarias son actividades predominantes en la cuenca que

contribuyen de manera significativa al Producto Bruto Interno (PBI) nacional (Instituto Nacional de Estadística y Censos [INDEC], 2024). En el sector llano, la ganadería extensiva es la actividad preponderante, con algunas áreas destinadas a cultivos intensivos.

Se seleccionaron 3 cubetas cercanas a los parajes de Shaw, Parish y Pardo ubicadas sobre una transecta paralela a la traza del arroyo del Azul, y siguiendo el gradiente regional de salinidad de las aguas subterráneas. Las tierras que conforman la matriz circundante de las cubetas analizadas están destinadas al uso ganadero, aunque el médano del flanco E-NE de Pardo se destina a la producción agrícola (Chindamo et al., 2024). La fisonomía general de estas cubetas está dada por las comunidades de vegetación que allí se manifiestan: se destaca la presencia de un anillo denso de macrófitas que cubre las zonas marginales y una carpeta de especies flotantes hacia el centro. En las cubetas de Shaw y Pardo, el anillo de macrófitas se encuentra dominado por *Schoenoplectus californicus* (junco), mientras que en Parish dicho anillo se encuentra constituido casi exclusivamente por la especie exótica *Iris pseudacorus* (lirio amarillo).

Metodología

Para caracterizar el régimen de precipitaciones se analizó la serie correspondiente al período de muestreo (2019-2022) registrada por la estación Azul Aero del Servicio Meteorológico Nacional. Con los datos de radiación, insolación, velocidad de viento, humedad y temperatura provenientes de la misma estación se estimó la evapotranspiración potencial mediante el método FAO Penman-Monteith (Allen et al., 2006) a través del software CROPWAT 8.0.

Se realizaron 9 muestreos estacionales en el período comprendido entre agosto de 2019 y agosto de 2022. Para determinar las áreas, los perímetros y el Índice de Desarrollo de Costa (IDC) de las cubetas en cada una de las ocasiones en que se llevaron a cabo los muestreos (o fechas próximas) se utilizaron imágenes satelitales Planet Scope, las cuales poseen una resolución espacial de 3 m y un sensor PS2 con 4 bandas espectrales (azul, verde, rojo e infrarrojo cercano). Para identificar los límites entre agua libre y agua con vegetación se realizó una clasificación supervisada con el algoritmo Random Forest (complemento Dzetsaka de QGIS, Alawathugoda et al., 2024). Los

resultados fueron validados mediante registros a campo. Una vez obtenidos los datos de área y perímetro con la calculadora de campo del software QGIS, se calculó el IDC según Timms (1992).

En cada cubeta se tomaron muestras de agua en 3 puntos (canal de entrada, canal de salida y centro) para analizar en laboratorio las concentraciones de nitrógeno Kjeldahl (NK), fósforo total (FT), y clorofila a fitoplanctónica (Cl-a), así como la determinación de sólidos totales suspendidos (STS). En cada sitio de muestreo se midió *in situ* la profundidad con varilla graduada, y se estimó la transparencia mediante el disco de Secchi (DS), mientras que la temperatura del agua (T), el pH, la conductividad eléctrica (CE) y el oxígeno disuelto (OD) se midieron con sensores de campo (Sonda multiparamétrica OAKTON Multi-Parameter PCSTestr 35, Oxímetro YSY Incorporated YSY MODEL 58). Los datos de Cl-a correspondiente a la primavera de 2020 no pudieron ser tomados. En el laboratorio, la misma se determinó siguiendo el método de Marker et al. (1980). Se filtró un volumen conocido de la muestra de agua a través de filtros de fibra de vidrio (GF/F). Los filtros se envolvieron inmediatamente en papel de aluminio y se congelaron (-20°C). La Cl-a se extrajo utilizando etanol al 90% en oscuridad. La concentración de pigmento se determinó espectrofotométricamente. Para la determinación del NK se utilizó el método Macro-Kjeldahl (SM 4500-Norg B), realizando una digestión ácida y posterior titulación del amoníaco. Para determinar el FT se utilizó el Método del Ácido Ascórbico (SM 4500-P E). Se realizó una digestión ácida, en muestra sin filtrar, capaz de oxidar la materia orgánica efectivamente para liberar el fósforo como ortofosfato y posteriormente se determinó por espectrofotometría UV-Visible (Espectrofotómetro Thermo Aquamate) a 880 nm. En cuanto a los STS se utilizaron filtros GF de 0.5 μm de tamaño de poro, los cuales se pesaron hasta peso constante. Luego se filtró un volumen conocido, se secaron entre 103 y 105 $^{\circ}\text{C}$ y, por diferencia de pesos, se calcularon los STS en el volumen filtrado.

Para la evaluación del estado trófico, se calcularon Índices de Estado Trófico (IET) según (a) Aizaki et al. (1981) y (b) el Departamento de Protección Ambiental de Florida (FDEP, 1996), considerando concentraciones de NK y FT. No se incluyó la transparencia por las limitaciones técnicas vinculadas con la poca profundidad y alta densidad de vegetación.

Análisis estadístico

Se evaluaron correlaciones no paramétricas de Spearman ($p \leq 0.05$), considerando NK como estimador de nitrógeno total ($r = 0.89$; $p < 0.05$). Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con las variables: área, pH, CE, NK, FT, STS y DS. Dichas variables fueron estandarizadas, y se excluyeron aquellas altamente correlacionadas ($r > 0.9$). Se trabajó con el promedio de los sitios para cada fecha. Los softwares utilizados fueron Infostat Estudiantil (Di Rienzo, 2020) y Past 4.17 (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El periodo de estudio se caracterizó por su dinámica hídrica muy pronunciada, alternando entre períodos de exceso y déficit hídrico. El promedio anual de las precipitaciones estuvo un 5% por debajo de la media histórica, por lo cual el comportamiento de los años analizados fue definido como normal a ligeramente seco. En cuanto a la evapotranspiración, la misma reprodujo el patrón típico para la región, con valores máximos en verano y mínimos en invierno (Figura 2).

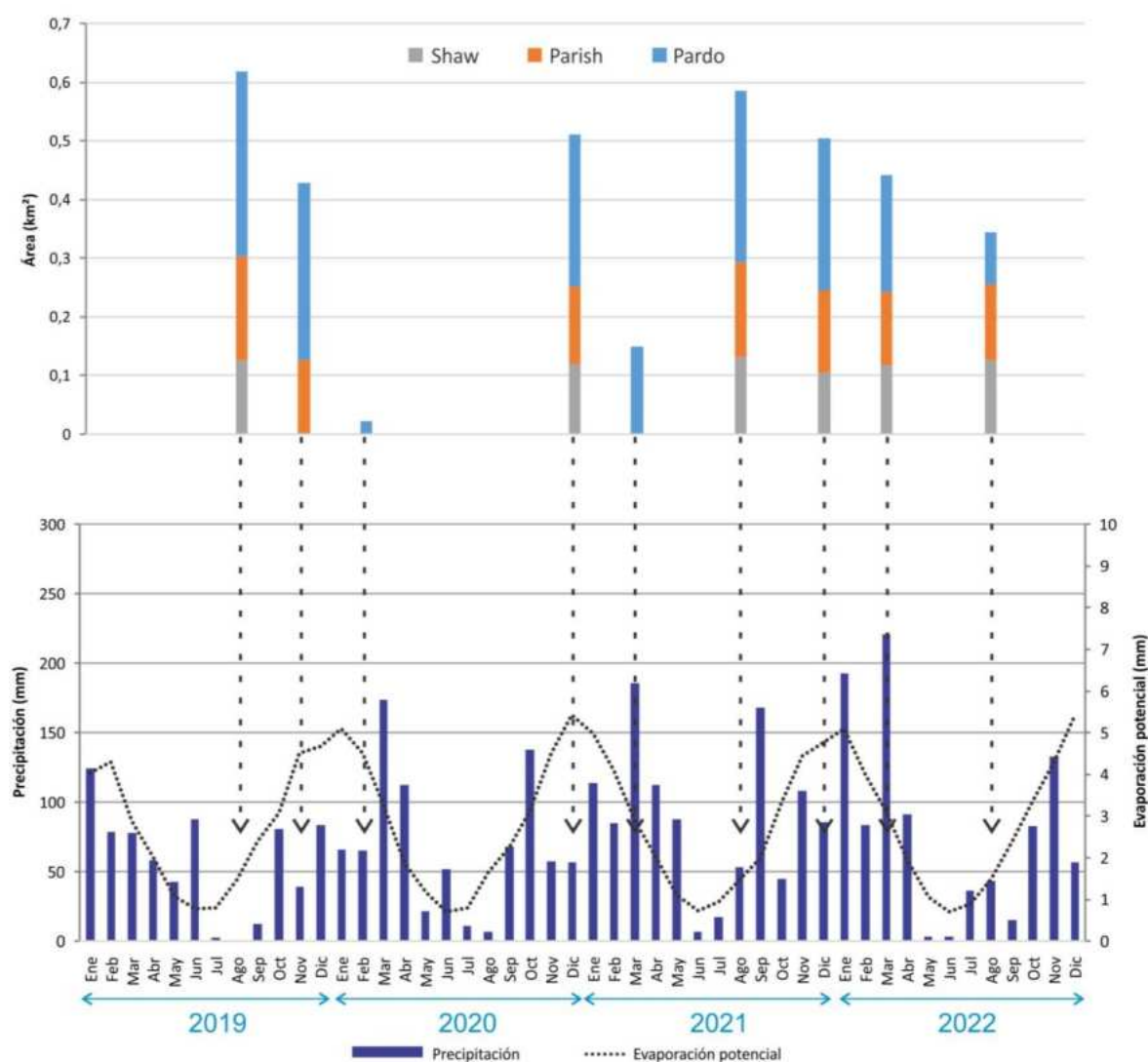


Figura 2. Precipitación (azul) y evapotranspiración (rojo) mensual durante el periodo de muestreo 2019-2022. En la parte superior, las barras indican el área de las cubetas en cada fecha: Shaw (gris), Parish (naranja) y Pardo (celeste).

Las máximas superficies de las cubetas se observaron durante el invierno de 2019 en Pardo y

Parish (31.5 ha y 17.6 ha, respectivamente) y el invierno de 2021 en Shaw (13.1 ha). En contraste,

durante los veranos, las cubetas se secaron por completo, excepto en el verano de 2022. De acuerdo con Briceño (2024) en esta región los periodos lluviosos coinciden con momentos de alta evapotranspiración, lo cual generalmente restringe aumentos significativos en el volumen de agua almacenada en las cubetas. En contraste, durante los periodos de escasas precipitaciones, las bajas tasas de evapotranspiración favorecen la retención de agua en las cubetas. Este comportamiento confirma la marcada dependencia de estos sistemas respecto del comportamiento cíclico que se manifiesta en periodos con exceso y déficit de lluvias (Quirós et al., 2002b; Quirós, 2005; Bohn et al., 2011).

Las formas de las cubetas se mantuvieron relativamente estables a lo largo del tiempo, con $IDC \leq 1.85$, salvo en Pardo durante el verano de 2021, ocasión en la que alcanzó un valor de 2.26. Estos valores se encuentran dentro del rango reportado para lagunas pampeanas, cuyo IDC oscila entre 1.3 y 3.5 (Quirós, 2004; Dangavs, 1976). La estabilidad morfométrica observada refuerza la hipótesis de que estos cuerpos de agua, aunque altamente dinámicos en superficie y volumen, mantienen patrones estructurales característicos.

En la Figura 3 se presentan los valores medios de las variables limnológicas analizadas en los sitios muestreados. La temperatura del agua mostró fluctuaciones asociadas a la estacionalidad climática, sin evidenciar marcadas diferencias a pesar de las variaciones en las áreas de las cubetas. Los valores de pH encontrados fueron básicos o neutros, y el OD superó los 5 mg/l en casi todos los muestreos, por lo que las aguas pueden calificarse como bien oxigenadas. Por su parte, la CE media registrada fue de 1145.6 $\mu S/cm$ en Pardo, 762 $\mu S/cm$ en Parish y 751 $\mu S/cm$ en Shaw, valores que se encuentran dentro del rango registrado para la región. A fin de comparar los datos obtenidos para esas variables, es oportuno citar el estudio llevado a cabo por Sánchez et al. (2023) sobre 68 lagunas de la región pampeana durante el periodo 2015-2019, en el cual registraron valores de pH entre 8.09 y 9.40 y de OD entre 4.18-17.20 mg/l, mientras que de CE obtuvieron una media de 692 $\mu S/cm$ producto de valores que variaron entre 320 y 202100 $\mu S/cm$, lo cual demuestra la gran variabilidad de este parámetro en la región. En cuanto a los máximos valores de STS, los mismos se registraron en Parish durante la primavera de 2020 (962 mg/l), seguido por un valor elevado en Shaw durante la misma estación (515 mg/l) y en

Pardo durante el verano de 2022 (413 mg/l). Estos valores extremos pueden explicarse considerando las condiciones climáticas de esos momentos. Durante los muestreos de primavera 2020 se registraron fuertes vientos y caída de granizo en los días previos, lo cual suele producir la resuspensión de los sedimentos en las cubetas, generando la mezcla de los mismos en toda la columna de agua. Por otro lado, el verano 2020 fue extremadamente seco, las cubetas de Shaw y Parish no contenían agua y en Pardo solo se pudo muestrear en un sitio muy restringido y muy poco profundo (<10 cm).

Exceptuando estos casos puntuales, los valores de STS fueron inferiores a 215 mg/l, mostrando una tendencia más estable en el resto del periodo de estudio. Las variaciones temporales observadas en todos los parámetros reflejan la influencia de las condiciones climáticas y las fluctuaciones en el régimen hídrico de las cubetas, destacando la marcada dinámica de estos sistemas.

En relación a las concentraciones de nutrientes, se observó que los valores de FT variaron entre 0.1 y 0.4 mg/l, aunque se registraron incrementos puntuales en verano y primavera de 2020, alcanzando registros cercanos a 1 mg/l. En cuanto al NK, los valores se mantuvieron entre 1 y 8 mg/l, con picos destacados en verano de 2020 (16 mg/l) y primavera de 2019 (12 mg/l). Tanto las concentraciones de FT como de NK (utilizado como estimador del NT) fueron elevadas indicando condiciones que variaron desde eutróficas hasta hipertróficas ($FT > 0.05$ mg/l y $NT > 0.7$ mg/l) en todas las cubetas a lo largo del periodo estudiado (de acuerdo con los valores límite propuestos por Aizaki et al., 1981 y Paulic et al., 1996). Este patrón se observa claramente en la Figura 4 al evaluar los índices de estado trófico que contemplan dichas concentraciones de nutrientes como indicadores.

En los últimos cien años de la historia de las lagunas pampeanas, se registró un aumento en las condiciones de eutrofización asociada al aumento de la agricultura, la cría de ganado y los asentamientos urbanos (Izaguirre et al., 2022). Dichos autores hallaron un aumento significativo en las concentraciones de nutrientes en las lagunas pampeanas durante el siglo XXI. En particular, observaron diferencias marcadas en las concentraciones de FT (las cuales variaron de una media de 0.27 mg/l en el siglo XX a 0.61 mg/l en el siglo XXI) y de NT (que duplicaron su valor al aumentar de 2.42 mg/l a 4.83 mg/l en el mismo periodo). Dicha tendencia también se observó en la

biomasa algal, la cual mostró un incremento significativo en sus niveles medios, desde 74.3 $\mu\text{g/l}$ en el siglo XX hasta 133.3 $\mu\text{g/l}$ en el siglo XXI. En las cubetas estudiadas se registraron valores de Cl-a inferiores a 15 $\mu\text{g/l}$ a lo largo de los tres años estudiados, contrariamente a lo observado para las

lagunas pampeanas (Sánchez et al., 2023; Izaguirre et al., 2022). De manera excepcional, se registraron picos en las concentraciones de la misma en la primavera de 2019 (139.3 $\mu\text{g/l}$ y 76.2 $\mu\text{g/l}$ en Shaw y Parish, respectivamente) y en el verano de 2020 (74.03 $\mu\text{g/l}$ en Pardo).

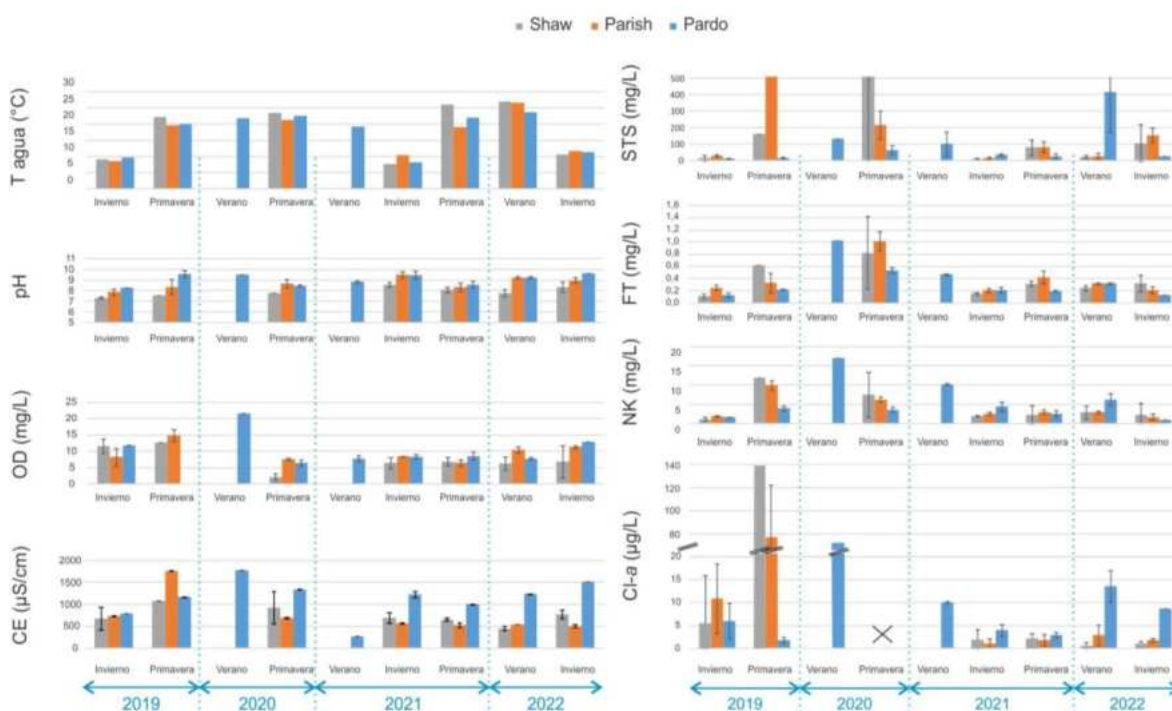


Figura 3. Variación de los parámetros físicos, químicos y biológicos en las fechas de muestreo. T agua: temperatura del agua; CE: conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto; FT: concentración de fósforo total; NK: concentración de nitrógeno Kjeldahl; STS: sólidos totales suspendidos; Cl-a: concentración de clorofila a fitoplanctónica. La "X" marca las fechas donde no se obtuvieron datos.

Independientemente del índice de estado trófico utilizado, todas las cubetas presentaron condiciones desde eutrófica a hipertrófica al considerar la concentración de nutrientes (FT y/o NK) como indicador (Figura 4).

Sin embargo, al estimar dichos índices considerando la concentración de Cl-a, el rango se amplió desde ultra-oligotrófico a hipertrófico. Esto coincide con los aportes de Allende y Fontanarrosa (2023), donde los IET estimados con Cl-a mostraron un rango comprendido entre oligotrófico e hipertrófico, el cual resultó mucho más amplio que aquel obtenido considerando las concentraciones de nutrientes. Las condiciones de eutrofia e hipereutrofia son frecuentes en lagunas pampeanas debido a la influencia combinada de los aportes agrícolas y ganaderos y los procesos naturales de concentración de nutrientes en cuerpos

de agua someros (Izaguirre et al., 2015; Castro Berman et al., 2022). Estas diferencias halladas entre los IET calculados con los nutrientes y con la Cl-a pueden deberse a que las elevadas concentraciones de nutrientes no siempre redundan en un aumento de las concentraciones del fitoplancton. En estas cubetas se observa un desarrollo importante de macrófitas acuáticas que compiten con el fitoplancton por los nutrientes disponibles, limitando su desarrollo. Las plantas acuáticas y las algas planctónicas se vinculan a través de una serie de relaciones directas e indirectas. En particular, la presencia de macrófitas flotantes puede afectar el desarrollo del fitoplancton al limitar la luz y/o competir por nutrientes, lo que podría ocasionar una subestimación del estado trófico al utilizar su biomasa (Cl-a) como indicador (O'Farrell et al., 2009; Allende y Fontanarrosa, 2023).

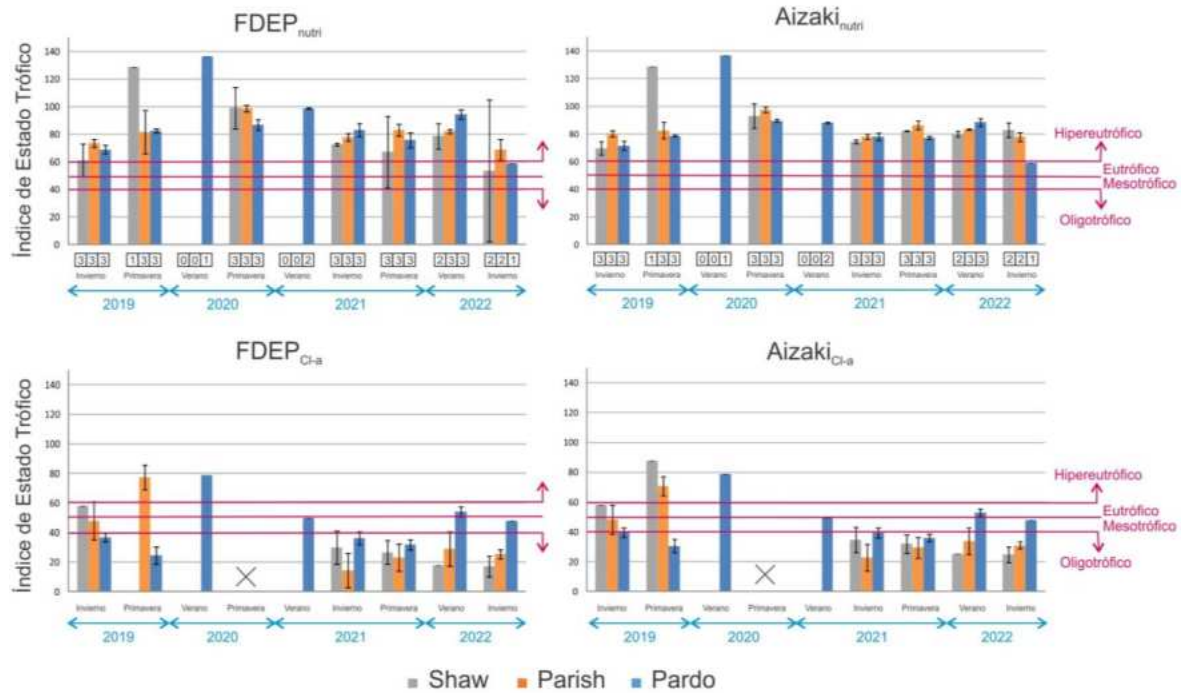


Figura 4. Índices de estado trófico FDEP y Aizaki. Los gráficos superiores muestran los índices basados en las concentraciones de nutrientes (nutri), y los inferiores en clorofila-a (Cl-a). Las líneas rojas representan los umbrales para cada condición trófica. Se grafican los valores medios (barras) \pm el error estándar (segmentos verticales). Los números con recuadro indican la cantidad de sitios muestreados de acuerdo a la condición hídrica del momento. La "X" indica ausencia de datos.

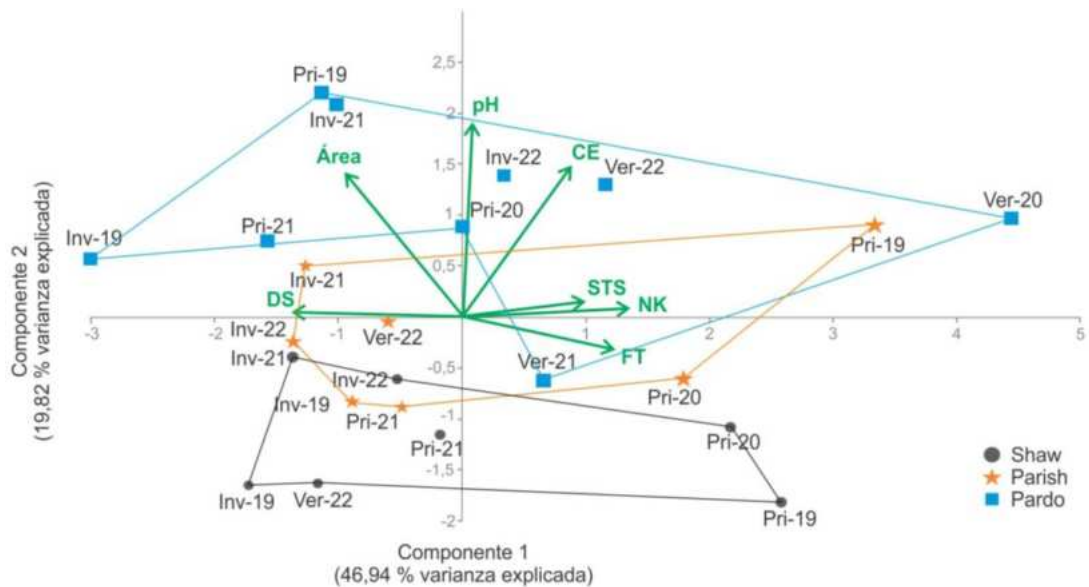


Figura 5. Biplot resultante del Análisis de Componentes Principales. Las flechas representan las variables ambientales más relevantes: Área, DS (transparencia según disco de Secchi), pH, CE (conductividad eléctrica), NK (nitrógeno Kjeldahl), FT (fósforo total), y STS (sólidos totales suspendidos). Los polígonos delimitan la variación temporal de cada cubeta según los muestreos realizados en invierno (Inv), primavera (Pri) y verano (Ver) de los años involucrados en el estudio (2019 a 2022).

En cuanto al ACP, los 2 primeros componentes explican en conjunto el 66.7% de la varianza total (Figura 5). La primera dimensión captura la variabilidad relacionada con la concentración de

nutrientes, la materia suspendida y la transparencia de las aguas (46.94%), permitiendo diferenciar las condiciones estacionales a lo largo del período analizado. La cubeta Pardo es la que presenta la mayor dispersión de sus muestras en este Componente, reflejando mayor concentración de nutrientes y solutos durante los veranos (asociado a una alta actividad biológica y a mayores tasas de evaporación) en comparación con los inviernos y las primaveras (cuando las aguas se presentan más transparentes). Las cubetas Shaw y Parish presentan dispersiones más restringidas en este sentido debido a que solo almacenaron agua en uno de los veranos del período estudiado. La segunda dimensión del ACP, por su parte, refleja diferencias en la composición iónica y la acidez de las aguas, y el área de las cubetas (19.82%), permitiendo caracterizar a las tres lagunas: Pardo es el cuerpo de agua que presentó valores más altos en estas variables con respecto a Parish (intermedios) y a Shaw (los más bajos), reflejando el mismo gradiente que Zabala et al. (2016) encontraron en esta región.

CONCLUSIONES

Las cubetas estudiadas se localizan en una región con una marcada dinámica hídrica y presentan una alta dependencia de los ciclos de exceso y déficit hídrico. Sin embargo, a pesar de las significativas variaciones en términos de superficie, mostraron estabilidad en su morfometría.

A su vez, presentaron condiciones ambientales favorables para el desarrollo de las comunidades biológicas, con valores de OD adecuados y de CE dentro del típico rango de variación de las lagunas pampeanas. También exhibieron altos niveles de nutrientes y STS, especialmente durante los veranos.

El ACP constituyó una herramienta útil para diferenciar las variables que determinan la dinámica estacional de las cubetas (concentración de nutrientes, materia suspendida y transparencia de las aguas) de aquellas que definen las características distintivas de cada cuerpo de agua (composición iónica, acidez y área de las lagunas).

Considerando a los nutrientes como indicadores, las cubetas analizadas se encuentran en un estado eutrófico con tendencia a la hiper-eutrofización en determinados períodos, condición que es subestimada al considerar como indicador a la Cl-a. Esta cuestión permite inferir que en estos ambientes

con alta carga de nutrientes las macrófitas compiten con el fitoplancton por los recursos.

La información obtenida en el presente trabajo es relevante no sólo para comprender la funcionalidad de estos sistemas, sino también para orientar futuras acciones de manejo y conservación en un contexto de cambios ambientales y uso intensivo del territorio. Los resultados subrayan la importancia de estos cuerpos de agua como centinelas de los cambios ambientales y climáticos. Su sensibilidad a los impactos antrópicos refuerza la necesidad de implementar estrategias de gestión basadas en un enfoque integral de su dinámica, así como de profundizar en investigaciones sobre las interacciones entre régimen hídrico, calidad del agua y biodiversidad, con el objetivo de garantizar la sostenibilidad de estos valiosos ambientes a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado en parte por el Proyecto de Unidad Ejecutora N° 22920200100035CO. El contenido es parte del proyecto de investigación de Micaela Chindamo, tesista del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Argentina) y estudiante del Doctorado en Ciencias Aplicadas mención Ambiente y Salud (Facultad de Ciencias Exactas, UNCPBA, Argentina). Agradecemos a los dueños y encargados de los establecimientos rurales donde se ubican las cubetas analizadas por permitirnos el ingreso a las mismas. También los aportes de los técnicos de campo Enrique Queupán, Joaquín Rodríguez y Andrés Bentivegna y a las técnicas de laboratorio Fátima Altolaiguirre, Natalia De Libano y Pamela Hernández.

REFERENCIAS

- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G. A. y Winder, M. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*, 54(6part2), 2283-2297. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283
- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M. y Muraoka, K. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*:

- Verhandlungen*, 21(1), 675-681. <https://doi.org/10.1080/03680770.1980.11897067>
- Alawathugoda, C., Hinge, G., Elkollaly, M. y Hamouda, M. A. (2024). Impact of Utilizing High-Resolution PlanetScope Imagery on the Accuracy of LULC Mapping and Hydrological Modeling in an Arid Region. *Water*, 16(16), 2356. <https://doi.org/10.3390/w16162356>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. y Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. *Estudio FAO: Riego y Drenaje*, 56(Parte A), 1-79. <https://www.fao.org/4/x0490s/x0490s.pdf>
- Allende L, Fontanarrosa, M. S. (2023) Addressing the trophic status in urban ponds: An evaluation of current trophic state indexes. *Austral Ecology*, 48(8), 1828-1847. <https://doi.org/10.1111/aec.13425>
- Baigún, C. R. M., Lombardo, R. (2017). Subregión lagunas de la Pampa Húmeda en Benzaquén, L., Blanco D., Bo, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., Quintana, R. (Eds) *Regiones de Humedales de la Argentina* (pp. 207-222). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International. Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Castro Berman, M., Marino, D. J. G., Quiroga, M. V. y Zagarese, H. (2018). Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina. *Chemosphere*, 200, 513-522. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.103>
- Castro Berman, M., O'Farrell, I., Huber, P., Marino, D. y Zagarese, H. (2022). A large-scale geographical coverage survey reveals a pervasive impact of agricultural practices on plankton primary producers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 325(107740). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107740>
- Bohn, V. Y., Perillo, G. M. y Piccolo, M. C. (2011). Distribution and morphometry of shallow lakes in a temperate zone (Buenos Aires Province, Argentina). *Limnetica*, 30(1), 89-102. <https://doi.org/10.23818/limn.30.08>
- Briceñon Maldonado, N. M. (2024). *Innovación de la formulación del proceso precipitación escorrentía en sistemas hidrológicos de llanura mediante la adaptación de metodologías existentes*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires]. RIDAA UNICEN. <https://ridaa.unicen.edu.ar:8443/server/api/core/bitstreams/872dcdcf-5c02-485e-a656-c2828ae1eb5d/content>
- Chaneton, E. J., Perelman, S. B., Omacini, M. y León, R. J. C. (2002). Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate pampa grasslands. *Biological Invasions* 4, 7-24. <https://doi.org/10.1023/A:1020536728448>
- Chindamo, M. A., Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, M. G. y Kandus, P. (2024). El paisaje como predictor de la presencia de humedales. Su expresión en una cuenca de la Pampa Deprimida (Argentina). *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 12(1), 1-17.
- Dangavs, N. (1976). Descripción sistemática de los parámetros morfométricos considerados en lagunas pampásicas. *Linnobios*, 1(2), 35-39. https://www.researchgate.net/profile/Nauris-Dangavs/publication/284876681_Descripcion_sistemica_de_los_parametros_morfometricos_considerados_en_las_lagunas_pampasicas/links/5cd97a4d299bf14d9592cb07/Descripcion-sistemica-de-los-parametros-morfometricos-considerados-en-las-lagunas-pampasicas.pdf
- Dangavs, N. (1998). Los ambientes lénticos de la pampasia bonaerense, República Argentina. En A. Fernandez Cirelli (Comp.), *Agua. Problemática regional* (pp. 145-149). Editorial Universitaria Buenos Aires.
- Dangavs, N. V. y Reynaldi, J. M. (2008). Paleolimnología de la Laguna Cerrillo del medio, Monte, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 63 (1), 29-42. <https://revista.geologica.org.ar/raga/article/view/1272/1253>
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C. W. (2020) *InfoStat* (versión 2020) [Software de computadora]. <https://www.infostat.com.ar/>
- Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, M. G., Varni, M. y Zeme, S. (2017). Flooding effects on grassland species composition in the Azul creek basin, Argentina. *The Rangeland Journal*, 39(3), 245-252. <https://doi.org/10.1071/RJ16034>
- Fidalgo, F. (1983). Algunas características de los sedimentos superficiales en la cuenca del Río Salado y en la Pampa Ondulada en M. C. Fuschini Mejía (Ed.), *Hidrología de las grandes llanuras Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras de Olavarría, abril 1983* (pp. 1045-1067).
- Frenguelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. *Laboratorio de Ensayo de Materiales e Investigaciones Tecnológicas, Serie II* (33), 1-72.
- Fuschini Mejía, M. C. (1994). *El agua en las llanuras*. Programa Hidrológico Internacional,

- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000159361>
- Geraldi, A. M., Piccolo, M. C. y Perillo, G. M. E. (2011). El rol de las lagunas bonaerenses en el paisaje pampeano. *Ciencia Hoy*, 21(123), 9-14. <http://hdl.handle.net/11336/21369>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 1-9. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (2024). Informe de avance del nivel de actividad. *Informes técnicos*, 8(284), 1-16. https://www.indec.gov.ar/uploads/informesdeprensa/pib_12_24BE4AAD8CFB.pdf
- Izaguirre, I., Miranda, L. A., Perillo, G. M. E., Piccolo, M. C. y Zagarese, H. E. (2015). Preface: Shallow lakes from the Central Plains of Argentina. *Hydrobiologia*, 752(1), 1-3. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2214-4>
- Izaguirre, I., Zagarese, H. E. y O'Farrell, I. (2022). The limnological trace of contemporaneous anthropogenic activities in the Pampa Region. *Ecología Austral*, 32(2), 650-662. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1884>
- Marker, A. F. H., Nusch, A., Rai, H. y Riemann, B. (1980) The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie*, 14, 91-106.
- Matteucci, S. D. (2012). Ecorregión pampa. En Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F. y Silva, M. (Eds.), *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (pp. 391-445). Orientación Gráfica Editora. https://www.researchgate.net/profile/Silvia-Matteucci-2/publication/268447092_Ecorregiones_y_complejos_ecosistemicos_Argentinos/links/598333be0f7e9b2ac353f62e/Ecorregiones-y-complejos-ecosistemicos-Argentinos.pdf
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F. y Silva, M. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. https://www.researchgate.net/profile/Silvia-Matteucci-2/publication/268447092_Ecorregiones_y_complejos_ecosistemicos_Argentinos/links/598333be0f7e9b2ac353f62e/Ecorregiones-y-complejos-ecosistemicos-Argentinos.pdf
- Nomdedeu, S. M., Orzanco, J. y Kandus, P. (2024). Wetlands distribution in the agricultural-livestock core of the South American temperate pampas landscape. Approach from soil cartography. *Wetlands Ecology and Management*, 32(2), 229-248. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09972-x>
- O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P., Rodríguez, P. L., Chaparro, G. y Pizarro, H. N. (2009) Experimental evidence of the dynamic effect of free-floating plants on phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 54(2), 363-375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02117.x>
- O'Farrell, I., Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., Izaguirre, I., Huber, P., Lagomarsino, L. y Yema, L. (2021). Human impacted shallow lakes in the Pampean plain are ideal hosts for cyanobacterial harmful blooms. *Environmental Pollution*, 288, 117747. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117747>
- Paulic, M., Hand, J. y Lord, L. (1996). *Water Quality Assessment for the State 490 of Florida*. (Section 305(b) Main Report). Departamento de Protección Ambiental de Florida (FDEP). [https://hillsborough.wateratlas.usf.edu/upload/documents/1996%20Water-Quality%20Assessment%20for%20the%20State%20of%20Florida%20Section%20305\(b\)%20Main%20Report.pdf](https://hillsborough.wateratlas.usf.edu/upload/documents/1996%20Water-Quality%20Assessment%20for%20the%20State%20of%20Florida%20Section%20305(b)%20Main%20Report.pdf)
- Quirós, R. (2004). Sobre la morfología de las lagunas pampeanas. *Documento de trabajo del área de Sistemas de Producción Acuática*, 3. <https://www.agro.uba.ar/users/quiros/Working/LaMorfologia.pdf>
- Quirós, R. (2005). La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1(6), 1-13. https://www.produccion-animal.com.ar/produccion_peces/piscicultura/11-ecologia_lagunas_pampas.pdf
- Quirós, R., Rennella, A. M., Boveri, M. B., Rosso, J. J. y Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología austral*, 12(2), 175-185. <https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/EcologiaAustral/article/view/1556>
- Quirós, R., Rosso, J. J., Rennella, A., Sosnovsky, A. y Boveri, M. (2002). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11), 584-591. <https://www.redalyc.org/pdf/339/33907402.pdf>
- Sánchez, M. L., Izaguirre, I., Zagarese, H., Schiaffino, M. R., Castro Berman, M., Lagomarsino, L., Chaparro, G., Baliña, S., Vera, M. S. y Spence Cheruvel, K. (2023) Drivers of planktonic chlorophyll a in pampean shallow

- lakes. *Ecological Indicators* 146(109834). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109834>
- Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., Graziano, M., Huber, M. P., Lagomarsino, L., Minotti, P. G., Zagarese, H. E. e Izaguirre, I. (2021). Effect of land use on the phytoplankton community of Pampean shallow lakes of the Salado River basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Aquatic Ecology*, 55, 417-435. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09835-8>
- Thornthwaite, C. W. y Mather, Jr. (1955). *El balance de agua*. Laboratorio de Climatología, Centerton, Nueva Jersey, Estados Unidos.
- Timms, B. V. (1992). *Lake geomorphology*. Gleneagles Publishing, Adelaide
- Tricart, J. (1973). *Geomorfología de la Pampa Deprimida: base para los estudios edafológicos y agronómicos* (Vol. 12 de Colección científica del INTA, 202 p.). Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Usunoff, E., Varni, M., Weinzettel, P. y Rivas, R. (1999). Hidrogeología de grandes llanuras: La pampa húmeda argentina. *Boletín geológico y minero*, 110(4), 47-62. https://info.igme.es/biblioteca/ficheros/BGM/Boletin%20110_4_1999.pdf
- Varni, M., Zeme, S., Weinzettel, P. y Dietrich, S. (23, 24, 25 y 26 de septiembre de 2014). *Relación entre recarga al acuífero freático y otros términos del balance hídrico en Azul, centro de la provincia de Buenos Aires*. II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Santa Fe, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/267764874_Relacion_entre_recarga_al_acuifero_freatico_y_otros_terminos_del_balance_hidrico_en_Azul_centro_de_la_Provincia_de_Buenos_Aires
- Zabala, M. E., Manzano, M. y Vives, L. (2016). Assessment of processes controlling the regional distribution of fluoride and arsenic in groundwater of the Pampeano Aquifer in the Del Azul Creek basin (Argentina). *Journal of Hydrology*, 541(B), 1067–1087. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.023>
- Zunino, J. (2018). *Lagunas someras como ecosistemas centinelas de la variabilidad climática: respuesta de las comunidades fitoplanctónicas* [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/4391/Tesis%20Zunino_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Tipo de Publicación: ARTÍCULO

Trabajo recibido el 15/01/2025, aprobado para su publicación el 21/02/2025 y publicado el 14/03/2025.

COMO CITAR

Chindamo, M. A., Fontanarrosa, M. S., Entraigas, I., Dávila, C. F., Fajardo González, L. F., Briceño Maldonado, N. M. y Vercelli, N. (2025). Caracterización y dinámica estacional de las cubetas del sector llano de la cuenca del arroyo del Azul. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial* (2024): 40 Años del IHLLA. e10. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e10>

ROLES DE AUTORÍA

MAC, MSF e IE elaboraron la conceptualización de la investigación, el diseño del estudio, la obtención de los datos, el análisis formal, la concepción de la idea del artículo, y la escritura, revisión y edición general del manuscrito. CFD, LFFG, NMBM y NV aportaron datos para la caracterización de la zona de estudio y recursos para la interpretación de ciertos resultados. Todas las autoras aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a los distintos aspectos incluidos en el manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.

EL REGISTRO DE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN LOS ESTUDIOS HIDROLÓGICOS

PLANT DIVERSITY REGISTER IN HYDROLOGICAL STUDIES

Natalia Vercelli ⁽¹⁾ e Ilda Entraigas ⁽²⁾

⁽¹⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Azul, Argentina.
Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
e-mail: nvercelli@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3150-9905>

⁽²⁾ Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo J. Usunoff”. Azul, Argentina.
e-mail: ilda@ihlla.org.ar. ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5730-4337>

RESUMEN

Generalmente los cambios en la biosfera se analizan a partir de los patrones de distribución de la vegetación, ya que las plantas son componente del ecosistema que más incide en la estructura, la productividad y las cadenas tróficas. Esto es relevante en humedales, que constituyen áreas valiosas por los servicios ecosistémicos que brindan y cuyo funcionamiento depende de las fuertes interacciones entre la hidrología y la ecología. El objetivo del trabajo es destacar aquellas publicaciones en las cuales la diversidad vegetal registrada en el marco de proyectos llevados a cabo por el IHLLA ha representado un aporte fundamental para la interpretación de las áreas de llanuras desde una perspectiva ecohidrológica. Se sintetizan en tres grandes grupos las publicaciones donde se documenta la diversidad vegetal como herramienta para A. la cuantificación de la heterogeneidad ambiental a distintas escalas, B. la aplicación de marcos conceptuales interdisciplinarios y, C. la generación de datos para la toma de decisiones basada en evidencia. Los numerosos ejemplos citados de estudios en los que participa el registro de la diversidad vegetal demuestran la utilidad de su inclusión en el diseño y la ejecución de políticas ambientales orientadas al uso sostenible de los recursos.

Palabras clave: Vegetación, Diversidad, Ecohidrología, Humedales, Llanuras.

ABSTRACT

Generally, biosphere changes are analyzed based on the distribution of vegetation patterns, since plants are the component of ecosystems that most affects productivity, food chains and ecosystem structure. This is particularly relevant in wetlands, since they constitute valuable areas because of the ecosystem services they provide and whose functioning depends on the strong interactions between hydrology and ecology. The aim of the work is to highlight those publications in which the plant diversity recorded within the framework of projects carried out by the IHLLA has represented a fundamental contribution to the interpretation of plains areas from an ecohydrological perspective. We synthesize into three large groups the publications where plant diversity is documented as a tool for A. the quantification of environmental heterogeneity at different scales, B. the application of interdisciplinary conceptual frameworks and, C. the generation of data for evidence-based decision making. The numerous examples cited of studies in which plant diversity registers participate demonstrate the usefulness of its inclusion in the design and implementation of environmental policies towards the sustainable use of resources.

Keywords: Vegetation, Diversity, Ecohydrology, Wetlands, Plains.

INTRODUCCIÓN

Las presiones antrópicas sobre los ecosistemas a nivel mundial han tenido efectos sobre la biota llevando en muchos casos a la extinción y disminución de poblaciones (Román-Palacios y Wiens, 2020). Particularmente en un contexto de cambio climático experimentado en las últimas décadas con consecuencias evidentes a largo plazo sobre la biodiversidad, es de importancia crítica cuantificar cómo este fenómeno afecta la distribución de especies, la dinámica de poblaciones y comunidades, y por consiguiente, los principales flujos ecosistémicos, para la planificación de estrategias de conservación y uso sostenible (Hannah et al., 2002; Araújo y Guisan, 2006; Hannah y Midgley, 2023).

Los efectos del clima sobre la biosfera se analizan, en general, a partir del conocimiento que se tiene acerca de cómo los cambios climáticos afectan los patrones de distribución de la vegetación, ya que constituye el componente del ecosistema que más incide en la productividad y, en consecuencia, en las cadenas tróficas y la estructura ecosistémica (Schulze et al., 2019; Hannah y Midgley, 2023). En este contexto, las investigaciones en el campo de la ecohidrología adquieren relevancia, por tener esta disciplina entre sus inquietudes centrales la cuantificación de las interacciones entre las plantas y el agua en sus hábitats (Wood et al., 2007). Entender las interacciones funcionales entre la hidrología y la vegetación a escala de cuenca es fundamental para controlar y restaurar los procesos ecológicos, por lo que las plantas están en el centro de la ecohidrología (Rodríguez-Iturbe, 2000; Zalewski et al., 2009; Zhou et al., 2016).

El conocimiento ecohidrológico de los ecosistemas naturales para la planificación de estrategias de manejo requiere marcos conceptuales robustos acerca de cómo funcionan los diferentes ambientes. Analizar la dinámica de poblaciones, comunidades y ecosistemas, y por consiguiente los procesos claves que en ellos acontecen y los servicios ambientales que brindan, requiere datos ecológicos de calidad, es decir, tomados de forma rigurosa, sistemática y en los plazos adecuados (Lindenmayer et al., 2012). Dichos datos son esenciales para captar las interacciones complejas, múltiples y simultáneas que son frecuentes en los sistemas naturales, y proveer de información empírica para el desarrollo, parametrización y calibración de modelos de simulación computacionales (Levin, 2009; Lindenmayer y Likens, 2010; Lindenmayer et al.,

2012). Los datos de entrada para la modelación de la distribución de especies provienen de museos y otras instituciones de historia natural, que suelen contar con series incompletas y sesgadas en relación a la verdadera distribución espacial o ambiental de las especies (Krishtalka y Humphrey, 2000; Ponder et al., 2001; Suarez y Tsutsui, 2004). También se obtiene información en bases de datos colaborativas y proyectos de ciencia ciudadana, que no escapan a los sesgos anteriores y que suelen estar basadas en registros fotográficos, por lo que la determinación de especies puede resultar dudosa (Graham et al., 2004).

Las áreas de llanuras con gradientes topográficos muy bajos son relativamente escasas en el mundo y se encuentran entre los sistemas hidrológicos menos estudiados, a pesar de que ser el sostén de actividades económicas de primer orden que se vinculan con la explotación de los recursos hídricos (Usunoff et al., 1999). En llanuras donde el clima es húmedo son frecuentes las inundaciones poco profundas, en superficies extensas y con tiempos de residencia muy largos en relación al área de aporte (Fan et al., 2013). Adicionalmente, en periodos de excesos de agua, se produce el llenado y encadenamiento de las zonas más bajas del terreno generando flujos a través de la conexión de almacenamientos superficiales, provocando que la región en su conjunto se comporte como un macrosistema de humedales (Kandus et al., 2011; Entraigas, Vercelli, Ares, Varni y Zeme, 2017).

Los humedales en sentido amplio son considerados las áreas más valiosas para la protección de la biodiversidad del planeta ya que constituyen el hábitat de numerosas especies y son ambientes críticos para la regulación de los recursos hídricos, el almacenamiento de carbono y la moderación del clima (Davidson et al., 2018; Tan et al., 2022; Xi et al., 2020). Sin embargo, se encuentran entre los ambientes más vulnerables por estar sometidos a diversas presiones que ponen en riesgo su estabilidad (Luan y Zhou, 2013; Davidson, 2014; Hu et al., 2017). En este sentido, pueden ser considerados centinelas del cambio climático global y de las transformaciones en el uso del suelo debido a su gran capacidad de respuesta frente a las modificaciones ambientales que se dan en la cuenca hidrográfica donde se insertan (Adrian et al., 2009). Las áreas de humedal, entonces, funcionan a través de fuertes interacciones entre la hidrología y la ecología, y por este motivo son centrales para las investigaciones ecohidrológicas, incluyendo el desarrollo de teorías y métodos asociados (Zhou et al., 2016). En Argentina los sistemas de humedales ocupan el

21.5% del territorio (Kandus et al., 2017), y en la provincia de Buenos Aires el 35% de la superficie tiene posibilidad de ocurrencia de humedales si se considera la cartografía de suelos disponible (Nomdedeu et al., 2024).

El Instituto de Hidrología de Llanuras “Dr. Eduardo Jorge Usunoff” (IHLLA) tiene entre sus objetivos centrales el desarrollo de modelos conceptuales acerca del funcionamiento hidrológico de las zonas de llanuras, específicamente de la provincia de Buenos Aires, para la gestión integral de los recursos hídricos y, en este contexto, el conocimiento de la biota en general y el registro de la diversidad vegetal en particular adquiere gran relevancia.

OBJETIVO

El objetivo del presente trabajo es destacar aquellas publicaciones producidas durante los últimos 15 años en las cuales la diversidad vegetal registrada en el marco de proyectos llevados a cabo por la institución ha representado un aporte fundamental al momento de interpretar la estructura, el funcionamiento y la dinámica de las áreas de llanuras desde una perspectiva ecohidrológica.

BENEFICIOS DEL REGISTRO DE LA DIVERSIDAD VEGETAL EN EL MARCO DE ESTUDIOS HIDROLÓGICOS EN ZONAS DE LLANURAS

El registro de la biodiversidad y la generación de datos precisos es indispensable para la interpretación de los procesos pasados y la predicción de escenarios futuros a partir de herramientas de modelación. Por este motivo, aquí se sintetizan las publicaciones realizadas en el marco de proyectos hidrológicos y campañas de campo del IHLLA donde se documenta la diversidad vegetal como herramienta para A. la cuantificación de la heterogeneidad ambiental a distintas escalas, B. la aplicación de marcos conceptuales interdisciplinarios y, C. la generación de datos para la toma de decisiones basada en evidencia.

A. Cuantificación de la heterogeneidad a distintas escalas espacio-temporales

El registro de la diversidad vegetal en el marco de estudios hidrológicos permite entender la heterogeneidad ambiental en zonas de llanuras a distintas escalas temporales: obteniendo información

acerca de la variabilidad de la vegetación característica de estos ambientes a corto, mediano y largo plazo, se colabora con la comprensión de fenómenos ecológicos complejos en un contexto de cambio global, generando datos empíricos de campo que son fundamentales para poner a prueba las teorías ecológicas.

De acuerdo con la manera en que se analiza la heterogeneidad el análisis de los cambios en la vegetación implica:

1. Estudios de *patrones espaciales*, que analizan a la vegetación en un momento dado para la comprensión de la heterogeneidad ambiental, es decir, que consideran el arreglo espacial de las especies vegetales como indicadora de aquellos componentes del sistema poco perceptibles.

2. Estudios comparativos a diferentes *escalas temporales* que permiten comprender las fluctuaciones intra e interanuales en la expresión de la vegetación y separarlas de las trayectorias a largo plazo que involucran procesos ecosistémicos subyacentes cuyas tendencias no son perceptibles en escalas temporales más acotadas.

En diversos trabajos llevados a cabo en la cuenca inferior del arroyo del Azul se analizan 1) patrones espaciales. Vercelli y Entraigas (2021) estudiaron la heterogeneidad interna en pastizales naturales a partir de la identificación de los tipos principales de comunidades y las zonas de transición, y de las estimaciones de las tasas de reemplazo de especies en estos ambientes. Entraigas et al. (2019) examinaron la vegetación de las vías preferenciales de escurrimiento en paisajes llanos y describieron aquellas características por las cuales difiere de la matriz circundante. El análisis de detalle a lo largo del eje longitudinal de la cuenca permitió distinguir la distribución de la vegetación siguiendo el gradiente topográfico y de salinidad del agua subterránea, resultando el grado de canalización y la alcalinidad del suelo los factores que determinan el tipo de comunidad en cada sitio del paisaje de llanura de inundación. Vercelli (2018) estudió la heterogeneidad del paisaje considerando las relaciones entre las características geomorfológicas y ecológicas de sus elementos componentes, y los límites o transiciones entre ellos, utilizando a la vegetación como indicadora de las propiedades topográficas, edafológicas e hidrológicas. Vercelli, Entraigas, Argañaraz et al. (2013) calcularon la representatividad espacial de las diferentes

comunidades vegetales identificadas a partir de sus especies indicadoras, y se comparó con lo reportado para zonas de estudios similares o equivalentes utilizando imágenes satelitales y tipos de cobertura.

En otras publicaciones, se analiza la distribución espacial o las diferencias en algunas comunidades o grupos de especies en un ambiente en particular. En este sentido, Entraigas et al. (2014) y Bertuzzi et al. (2022) analizaron la composición florística en cubetas de deflación de la cuenca baja del arroyo del Azul; otras publicaciones sintetizan la diversidad de macrófitas y su representatividad en diferentes sectores de la traza del arroyo del Azul (Scaramuzzino, Vercelli, D'Alfonso y Piazza, 2019; Scaramuzzino, Vercelli y D'Alfonso, 2019), mientras que D'Alfonso et al. (2015) compararon la flora asociada a los pajonales de *Paspalum quadrifarium* Lam. en los sectores superior e inferior de la cuenca del arroyo del Azul.

Entre los estudios comparativos a 2) diferentes escalas temporales se incluyen las publicaciones que consideran la *variabilidad interanual* en la estructura de la vegetación como también aquellos trabajos que analizan las *trayectorias a largo plazo*. Como ejemplo del primer grupo, Vercelli et al. (2012) compararon la vegetación que se desarrolla en una cubeta de deflación en periodos hidrológicamente contrastantes, mientras que Entraigas, Vercelli, Ares, Varni y Zeme (2017) analizaron los efectos de la inundación prolongada en la estructura de la comunidad vegetal en pastizales de llanura a partir de datos empíricos. Estos últimos autores encontraron que las especies gramíneas y nativas parecen estar más adaptadas para afrontar las perturbaciones naturales de los pastizales de llanura, dado que su proporción aumenta frente a disturbios como los anegamientos prolongados. Además, evidenciaron que, aunque los distintos stands de pastizal pueden ser florísticamente homogéneos en una época determinada, logran diferenciarse en momentos de excesos hídricos.

Entre los estudios que analizan las trayectorias a largo plazo que involucran procesos que acontecen en escalas más amplias, particularmente se analizó la estabilidad ecosistémica a largo plazo en pastizales naturales de llanura. Al respecto, Lara et al. (2019; 2023) utilizaron datos climáticos y florísticos obtenidos en campañas durante un periodo extendido de tiempo en pastizales de la Pampa Deprimida (Argentina) e indicadores de la estabilidad de la productividad primaria neta

obtenidos con sensores remotos a escala regional en un rango temporal aún más extenso, para evaluar la relación entre la diversidad de especies y la estabilidad en el funcionamiento de los ecosistemas bajo diferentes condiciones hidrológicas. Encontraron correlación positiva entre las respuestas del NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) en pastizales naturales y la variabilidad climática en el área de estudio, y obtuvieron evidencias empíricas de que aquellos pastizales con mayor riqueza y diversidad presentan mayor estabilidad en su funcionamiento bajo condiciones hidrológicas variables.

Otros trabajos que hacen referencia a escalas temporales amplias son aquellos que detectan cambios en las distribuciones de una o más especies a partir de ejemplares de herbario, revisiones bibliográficas y búsquedas en bases de datos. En una primera aproximación al uso de datos históricos para el análisis de los cambios a largo plazo Vercelli, Scaramuzzino et al. (2015) analizaron los registros del cuaderno de colecta del botánico C. Osten y notas de vecinos de la época, para reconstruir la fisonomía del paisaje en la antigua periferia de la ciudad de Azul. Posteriormente, algunos trabajos analizaron cambios en la distribución geográfica de especies nativas: Scaramuzzino et al. (2019a), D'Alfonso et al. (2023) y Vercelli, Scaramuzzino, D'Alfonso et al. (2021) registraron la expansión hacia el sur de poblaciones que actualmente se encuentran a grandes distancias de su localización conocida previamente, mientras que Vercelli, D'Alfonso et al. (2023) reportaron avances de especies del género *Senecio* desde el sistema de Tandilia hacia las llanuras circundantes. Otras publicaciones reportan novedades de los estados de invasión de especies exóticas herbáceas (Vercelli, Scaramuzzino et al., 2023; Scaramuzzino et al., 2017; 2019b; 2023) o leñosas (Irazabal et al., 2023) que pueden ser halladas en la Pampa Deprimida. En esta región, entonces, se manifiesta gran heterogeneidad en las respuestas ecológicas de las especies frente a los cambios, habiendo registrado algunas de ellas que en los últimos años avanzaron desde las sierras y/o desde las áreas periserranas hacia áreas de llanura ubicadas al norte y viceversa. Sin embargo, la falta de registros sistematizados en el área constituye una limitante para dilucidar si los individuos recientemente registrados constituyen avances recientes y forman parte de poblaciones relictuales en el límite de su distribución (Vercelli, Scaramuzzino, D'Alfonso et al., 2021; Vercelli, D'Alfonso et al., 2023).

B. Aplicación de marcos conceptuales interdisciplinarios

En segundo lugar, el registro de la diversidad vegetal en el marco de estudios hidrológicos permite la realización de estudios colaborativos con otras disciplinas, específicamente aquellos donde la observación de la vegetación es un factor fundamental en la selección de sitios para el análisis de procesos hidrológicos.

Una de las variables claves que sintetiza la acción del clima, el suelo y la vegetación en el balance hídrico es la *humedad del suelo* (Rodríguez-Iturbe y Porporato, 2004). En este sentido, Varni et al. (2016) realizaron un análisis exploratorio de la heterogeneidad interna de un pastizal natural a partir de cómo se relacionan algunas variables edáficas, entre ellas la humedad del suelo, y la biomasa aérea y subterránea en estos ambientes. Por su parte, Zeme, Varni, Entraigas, Vercelli y Ares (2014) evaluaron el comportamiento de estas mismas variables en parches de vegetación halófito dominada por *Distichlis* spp., y Lucero et al. (16 al 20 de abril de 2012) describieron la variabilidad de los suelos de estos ambientes característicos de la Pampa Deprimida, destacando que el alto contenido de fósforo en sus perfiles indicaría que se comportan como humedales, al menos temporalmente. Continuando con esta temática, Fajardo, Entraigas y Dietrich (2021) propusieron ecuaciones de calibración del sensor DECAGON EC-5 para la estimación de la humedad en suelos de la Pampa Deprimida. Luego de realizar un experimento donde eligieron para el análisis aquellos suelos correspondientes a sitios donde se expresan las diferentes comunidades vegetales del área, concluyeron que la calibración del sensor provista de fábrica es adecuada para los suelos de textura franca de las praderas húmedas de mesófitas y las praderas de mesófitas, mientras que, para los suelos de textura franco-limosa que se corresponden con ambientes de estepas de halófitas (fuertemente alcalinos) y praderas húmedas (alta porosidad y alto contenido de materia orgánica), es necesario realizar una calibración experimental. Por su parte, Fajardo, Entraigas, Vercelli et al. (2021) analizaron la variabilidad espacial y temporal en la humedad superficial del suelo, y su relación con los niveles freáticos y el almacenamiento de agua en el suelo estimado a partir del balance hídrico, para lo cual seleccionaron sitios de estudio que agruparon en 4 grupos representativos de las unidades de vegetación típicas de la Pampa Deprimida (praderas de mesófitas, praderas húmedas de mesófitas, praderas

húmedas y estepas de halófitas). Los autores demostraron que el patrón de humedad del suelo que subyace al sistema surge durante los períodos húmedos y se vuelve difuso en los secos, destacando que, en algunos ambientes, tanto la profundidad del nivel freático como el almacenamiento de agua en el suelo están significativamente implicadas como factores explicativos de la variabilidad observada, mientras que en otros el almacenamiento de agua en el suelo es el más predictivo.

Otros estudios analizan la *dinámica del agua*: por ejemplo, para analizar el escurrimiento superficial a escala de detalle, Vercelli, Ares y Entraigas (2015) evaluaron la posición en el paisaje en diferentes stands del pastizal en función de su cota y de la cantidad de agua que potencialmente se acumula en cada sitio en situaciones de excesos hídricos. Las comparaciones realizadas indicarían que, pese a la uniformidad aparente del área analizada, los sitios que se corresponden con una pradera húmeda de mesófitas se ubican en las posiciones topográficas más bajas, recibiendo agua por escurrimiento superficial de los sitios vecinos en momentos de excesos hídricos. En este mismo sentido, Entraigas, Vercelli, Ares, Varni et al. (2017) concluyeron que, en ambientes muy deprimidos, las respuestas de cada tipo de stand de vegetación están más relacionadas con el agua que reciben por aportes superficiales y/o subterránea, que con la posición topográfica que ocupan. Briceño Maldonado (2024), por su parte, llevó adelante la modelación hidráulica bidimensional de dos cubetas típicas de la Pampa Deprimida empleando el software HEC-RAS 6.4.1, para lo cual aplicó coeficientes de rugosidad de Manning diferentes tanto en el área central de las cubetas como en las zonas circundantes de las mismas de acuerdo a la vegetación presente en cada sitio.

Con respecto al flujo subterráneo, Zeme, Varni, Entraigas y Vercelli (2014) analizaron los niveles freáticos en piezómetros someros ubicados en diferentes stands del pastizal destacando las particularidades de aquellos asociados a praderas húmedas de mesófitas y estepas de halófitas: en los primeros, la alta cobertura vegetal favorece la infiltración del agua y el flujo descendente por el perfil de suelo, resultando en aguas freáticas someras diluidas, mientras que las zonas bajas con vegetación halófito y baja cobertura del suelo se distinguen por presentar flujos verticales ascendentes en el suelo por capilaridad, lo que lleva a la acumulación de sales en el perfil. Los datos generados por estos mismos piezómetros fueron utilizados por Zimmermann et al.

(2020) y Fajardo (2024) como condición de borde aguas arriba en la modelación preliminar del flujo subterráneo para un sector de la cuenca inferior del arroyo del Azul, mientras que como control del modelo se utilizaron otros piezómetros que, al igual que los primeros, fueron construidos en sitios seleccionados específicamente teniendo en cuenta la comunidad vegetal presente.

Finalmente, considerando la variabilidad en la *composición química* del agua freática, Gorocito et al. (2020) estudiaron las asociaciones entre el gradiente de salinidad del agua subterránea somera, los suelos y la expresión de la vegetación. Los resultados obtenidos indican que los valores extremos de salinidad se corresponden, en general, con los valores extremos de pH y conductividad eléctrica (CE) en el suelo y con las mayores coberturas de especies halófitas, mostrando que la distribución espacial de las características químicas del agua subterránea está en estrecha relación con la variabilidad de los suelos y con el patrón que conforman las comunidades vegetales en el paisaje.

C. Generación de datos para la toma de decisiones basados en evidencia

El registro de la diversidad vegetal en el marco de estudios hidrológicos permite generar conocimientos para respaldar políticas basadas en evidencia empírica, toma de decisiones y gestión de los recursos naturales, y una de las formas de sintetizar los beneficios que aportan los ecosistemas es a partir de la identificación y valoración de sus funciones para el posterior reconocimiento de los *servicios ecosistémicos* que le brindan a la sociedad. En este sentido, algunos trabajos analizan la oferta general de bienes y servicios ecosistémicos considerando la heterogeneidad interna de los pastizales, detectando diferencias en los niveles de provisión de acuerdo con la comunidad vegetal que se establece en cada ambiente (Zeme, Vercelli et al., 2015; Zeme, Entraigas y Varni, 2015).

Otras publicaciones centran su atención en componentes del ecosistema que pueden traducirse en servicios de aprovisionamiento: así, Vercelli, Entraigas, Scaramuzzino et al. (2013) registraron 81 especies con potencial medicinal en pastizales de suelos alcalinos, destacándose en proporción aquellas que tienen propiedades diuréticas, digestivas, hepáticas y vulnerarias. Siguiendo con la provisión de bienes derivados de la flora de estos ambientes, pero valorada desde otra perspectiva, Chiramberro et al.

(2015) analizaron la variabilidad espacio-temporal del valor forrajero de un pajonal, encontrando grandes diferencias entre comunidades de acuerdo a las especies dominantes. En concordancia con lo anterior, Entraigas, Vercelli, Ares, Chiramberro et al. (2017) reportaron, para un sector de la cuenca baja del arroyo del Azul, que el 86% de los productores ganaderos encuestados reconoce diferencias de calidad en el pastizal natural a partir de sus especies representativas, aunque solo la mitad de ellos las aprovechan para llevar adelante manejos por ambientes. Para brindar herramientas de evaluación de la disponibilidad de forraje en pastizales naturales, Entraigas, Chiramberro et al. (2017) desarrollaron un índice que combina indicadores de cobertura, accesibilidad, digestibilidad y estado fenológico de las especies y resulta útil para visualizar aquellas que tienen mayor influencia en la condición forrajera de estos ecosistemas.

Otros trabajos ponen el énfasis en funciones y/o procesos que están mayoritariamente asociados a los servicios de regulación y su variabilidad. Así, Entraigas et al. (13 al 16 de noviembre de 2017) señalan que las cubetas de deflación presentan una marcada dinámica en su oferta de servicios que se corresponde a sus diferentes estados según los pulsos de inundación y sequía. En escalas más amplias, Migueltoarena et al. (2014) identifican y analizan las funciones de los distintos ambientes de la cuenca baja del arroyo del Azul y su importancia en la regulación del escurrimiento superficial en momentos hidrológicos contrastantes. Por su parte, Vercelli et al. (25 al 27 de noviembre de 2020) analizan los servicios hidrológicos potenciales de los pastizales naturales de la misma cuenca y destacan la relación que se establece entre la ubicación en el paisaje y la magnitud o proporción del servicio que brindan, fundamentalmente para aquellos servicios asociados al control del drenaje y la recarga y/o descarga de acuíferos. En relación con lo anterior, recientemente Chindamo (2023) y Chindamo et al. (2024) identificaron en la misma cuenca las unidades de paisaje de humedales que la conforman a partir de la condición de drenaje de sus suelos, lo que permitió interpretar su funcionamiento hidrológico y, de esta manera, considerar al paisaje como predictor de la presencia de humedales. Esto es particularmente interesante en zonas llanas donde, a pesar de la sutileza del relieve, las diferencias en cuanto a la naturaleza de la matriz, la presencia de corredores, y la disposición y densidad de los parches condicionan la amplia gama de beneficios que potencialmente otorgan estos ambientes.

DISCUSIÓN

Tal como expresan diversos autores (Nisbet, 2007; Lindenmayer y Likens 2010; Lindenmayer et al., 2012) la toma de datos ambientales de forma sostenida es una actividad científica poco valorada y frecuentemente interrumpida por falta de financiamiento, a pesar de ser indispensable para la construcción, parametrización y calibración de modelos computacionales en un contexto de cambio global.

Los estudios que documentan el efecto del cambio climático sobre la distribución de la biota encuentran respuestas diversas en comunidades y ecosistemas debido, al menos parcialmente, a la asimetría en la magnitud de los cambios ambientales y los procesos ecológicos afectados (Walther, 2010). Específicamente en la provincia de Buenos Aires se han registrado tanto avances de especies subtropicales hacia el sur como otras que han expandido su área de distribución hacia el norte, evidenciando la heterogeneidad en las dinámicas ecológicas frente a las fluctuaciones climáticas registradas en las últimas décadas (Apodaca y Guerrero, 2019; D'Alfonso et al., 2023; Guerrero y Agnolin, 2016; Scaramuzzino et al., 2019a; Vercelli, Scaramuzzino, D'Alfonso et al., 2021; Vercelli, D'Alfonso et al., 2023). Por consiguiente, el registro de la diversidad vegetal tiene gran importancia regional para evaluar los cambios en su distribución, lo cual es necesario para determinar si las especies registradas forman poblaciones autosostenibles, para el análisis detallado de sus posibles avances, para conocer el estado de invasión (en especies exóticas) y/o para diseñar estrategias de conservación de poblaciones periféricas que pueden potencialmente presentar caracteres adaptativos frente a cambios ambientales (Channell y Lomolino, 2000; Channell, 2004; Madeira de Medeiros et al., 2018; Rogan et al., 2023), entre otras cuestiones.

Ya sea para el análisis a corto o largo plazo, dada la escasez de registros sistematizados disponibles y la frecuente falta de subsidios para las investigaciones ambientales, se vuelve indispensable optimizar la toma de datos. Diversos autores proponen realizar muestreos de alta calidad metodológica, basados en preguntas rectoras y diseñados estadísticamente para mejorar la representación de los procesos estudiados (Araújo y Guisan, 2006; Lindenmayer y Likens, 2010). Se destaca la necesidad de elegir estratégicamente las muestras adicionales para lograr discriminar los sesgos propios del modelo y de los

datos de entrada y calibración, de aquellos fenómenos calificados como “sorpresas ecológicas”, es decir, eventos donde el comportamiento ecosistémico observado se desvía de las predicciones humanas (Doak et al., 2008; Lindenmayer et al., 2010; Filbee-Dexter et al., 2017).

En relación con lo anterior, el método elegido para la toma de datos es particularmente relevante para la estimación de variogramas y la predicción geoestadística (Voss et al., 2016). En hidrología, una de las estrategias de muestreo elegidas suele ser la toma de datos en transectas lineales, siendo la manera más común de proceder la localización de las mismas de acuerdo con las diferencias topográficas, es decir, siguiendo la dirección preferencial de escurrimiento para captar la variación entre unidades de paisaje contiguas (Ali y Roy, 2009). En este sentido diversos autores demostraron que, para extensiones y tamaños de muestra variables, el muestreo en transectas (y más aún en transectas anidadas) funciona mejor que los diseños aleatorios o mediante grillas, por lo que resulta especialmente ventajoso cuando no se dispone de conocimientos previos sobre las estructuras de autocorrelación (Lark, 2002; Holmes et al., 2006; Ali y Roy, 2009; Voss et al., 2016). Particularmente en áreas de llanuras, como la cuenca del arroyo del Azul, en algunos casos resulta útil (y complementario al muestreo siguiendo la topografía) la construcción de líneas imaginarias perpendiculares a la dirección general del flujo superficial a fin de linealizar el gradiente topográfico (Fuchini Mejía, 1994). Tal como se muestra en los trabajos de Entraigas et al. (2019), Gorocito et al. (2020) y Chindamo et al. (2024), la aplicación conjunta de muestreos en transectas perpendiculares en distintos puntos de la dirección general de flujo superficial y/o subterráneo logra captar heterogeneidad ambiental en zonas muy deprimidas ya que se homogenizan las pendientes regionales, a la vez que se obtiene independencia de las variaciones tanto en la altura como en la cantidad de agua potencialmente recibida por escorrentía superficial.

En un contexto de cambio global, con vacíos de información ambiental sistematizada en grandes superficies y alta demanda de agua para consumo, son de suma importancia los avances en el campo de la ecohidrología para el diseño y ejecución de soluciones basadas en la naturaleza tendientes a la gestión de los recursos hídricos. Tradicionalmente se ha considerado que, en la interpretación de procesos ecohidrológicos, el agua en el suelo constituye un factor clave que refleja el cambio climático y la dinámica de las plantas en diferentes escalas

espaciales y temporales (Rodríguez-Iturbe, 2000; Grayson y Blöschl, 2001; Zalewski et al., 2009). Sin dejar de lado el análisis de la denominada zona crítica, es decir, la fina y dinámica capa de la Tierra que se extiende desde la parte superior del canopeo vegetal, a través del suelo y hasta el agua subterránea (Grant y Dietrich, 2017), en los últimos años, han surgido nuevos desafíos para la elaboración de modelos conceptuales y/o matemáticos por la diversidad de escalas espaciales y temporales, la distancia e inaccesibilidad de determinados procesos claves (por ejemplo, aquellos que ocurren en los acuíferos profundos) y la amplitud de los parámetros determinantes e informativos en los procesos ecohidrológicos (Guswa et al., 2020). En este sentido, autores como Rinaldo y Rodríguez-Iturbe (2022) y Guswa et al. (2020) plantean la necesidad de estudios más abarcativos donde se utilice como volumen de control a las cuencas hidrográficas y se tengan en cuenta los efectos de los cambios en el paisaje en la cantidad, distribución y calidad de los flujos superficiales y subterráneos, como así también en la partición del agua “verde” (que sustenta la biomasa) y “azul” (que alimenta la recarga de acuíferos y la escorrentía superficial).

La necesidad de avanzar en la comprensión y representación de los procesos ecohidrológicos es sumamente relevante para el análisis de la conectividad funcional en cuencas hidrográficas. La estructura física del mosaico de humedales determina la conectividad estructural del sistema, mientras que las especies presentes determinan cómo ésta se traduce en conectividad funcional por lo que, en última instancia, la naturaleza de las conexiones biológicas depende de la biota presente (Schofield et al., 2018). En este marco resulta indispensable el registro de la diversidad para, tal como proponen Zhou et al. (2016), analizar cuantitativamente los macrosistemas de humedales considerando las interacciones entre disturbios antrópicos, dinámica hidrológica y respuestas ecológicas y, de esta manera, determinar cuál es la proporción adecuada de humedales para el uso sostenible de las tierras de cultivo y el mantenimiento a largo plazo de los recursos hídricos.

Es evidente que, frente a la necesidad de diseñar y ejecutar políticas ambientales concretas en pos del uso sostenible de los recursos, resulta de suma utilidad considerar límites naturales como unidades de gestión y valoración de servicios provistos, ya sean cuencas hidrográficas y/o paisajes de humedales dentro de éstas.

REFERENCIAS

- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Donk, E. V., Weyhenmeyer, G. A. y Winder, M. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*, 54(6, part 2), 2283-2297. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283
- Ali, G. A. y Roy, A. G. (2009). Revisiting Hydrologic Sampling Strategies for an Accurate Assessment of Hydrologic Connectivity in Humid Temperate Systems. *Geography Compass* 3(1), 350-374. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00180.x>
- Apodaca, M. J. y Guerrero, E. L. (2019). ¿Por qué se expande hacia el sur la distribución geográfica de *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae)? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 54(2), 255-261. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n2.24371>
- Araújo, M. B. y Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33(10), 1677-1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Bertuzzi, E. D., Vercelli, N. y Scaramuzzino, L. (2022). Diversidad de macrófitas en una cubeta de deflación del partido de Las Flores, provincia de Buenos Aires. En Bohn, V. Y., Díaz, M. S., Estrada, V. G., Martínez, A. M., Piccolo, M. C. y Siniscalchi, A. G. (Eds.) *Integrando Conocimientos para una Gestión Sostenible*. XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Bahía Blanca, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/366421257_Diversidad_de_macrofitas_en_una_cubeta_de_deflacion_del_partido_de_Las_Flores_provincia_de_Buenos_Aires
- Briceño Maldonado, N. M. (2024). *Innovación de la formulación del proceso precipitación escorrentía en sistemas hidrológicos de llanura mediante la adaptación de metodologías existentes* [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. <http://dx.doi.org/10.52278/4298>
- Channell, R. (2004). The conservation value of peripheral populations: the supporting science. En Hooper, T. D. (Ed.) *Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference*. 1-17. https://www.arlis.org/docs/vol1/69415913/channel_1_edited_final_feb_8.pdf
- Channell, R. y Lomolino, M. V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, 403, 84-86. <https://doi.org/10.1038/47487>

- Chindamo, M. (2023). *Propuesta metodológica para la identificación de Unidades de Paisaje en una cuenca de llanura* [Tesis de maestría, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires]. <https://ridaa.unicen.edu.ar:8443/server/api/core/bitstreams/76680ccf-5ade-469e-85ee-06d4d0b3e4ad/content>
- Chindamo, M., Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, M. G. y Kandus, P. (2024). El paisaje como predictor de la presencia de humedales. Su expresión en una cuenca de la Pampa Deprimida (Argentina). *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 12(1), 1-17. https://d1e074e619.clvaw-cdnwnd.com/3cfd20b93af41ab30f4d34afad6c23cb/200000185-a3daba3dae/1_Chindamo_et_al_2024.pdf?ph=d1e074e619
- Chiramberro, S., Carretero, N., Vercelli, N., Entraigas, I., de Dominicis, H. y Ramaglio, C. (2015). Variabilidad espacio-temporal del valor forrajero de un pajonal de *Paspalum quadrifarium* en la cuenca del arroyo del Azul. En Minotti, P. y Entraigas, I. (Eds.) *El paisaje: unidad natural, funcional, dinámica y resiliente*, V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. ISBN: 978-983-543-788-3. Azul, Argentina
- D'Alfonso, C., Pavón, M., Vercelli, N. y Scaramuzzino, R. (2023). *Austroeuropatorium inulifolium* (Kunth) R.M. King & Rob. (Asteraceae): ampliación del límite de distribución en la provincia de Buenos Aires. En Álvarez, M., Arias, B., Corbetta, S. y L. Giménez (Eds.) *III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos*, 175-179, ISBN 978-987-46875-5-5. <https://cedet.unm.edu.ar/wp-content/uploads/2024/05/III-Jornadas-Internacionales-y-V-Jornadas-Nacionales-de-Ambiente-2.pdf>
- D'Alfonso, C., Scaramuzzino, R., Vercelli, N. y Entraigas, I. (2015). Composición florística de los pajonales de *Paspalum quadrifarium* Lam. en la cuenca del arroyo del Azul. En Minotti, P. y Entraigas, I. (Eds.) *El paisaje: unidad natural, funcional, dinámica y resiliente*. V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Azul, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/351664270_Composicion_floristica_de_los_pajonales_de_Paspalum_quadrifarium_Lam_en_la_cuenca_del_arroyo_del_Azul
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941. <https://doi.org/10.1071/mf14173>
- Davidson, N. C., Fluet-Chouinard, E. y Finlayson, C. M. (2018). Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. *Marine and Freshwater Research* 69(4), 620-627, <https://doi.org/10.1071/mf17019>
- Doak, D. F., Estes, J. A., Halpern, B. S., Jacob, U., Lindberg, D. R., Lovvorn, J., Monson, D. H., Tinker, M. T., Williams, T. M., Wootton, J. T., Carroll, I., Emmerson, M., Micheli, F. y Novak, M. (2008). Understanding and predicting ecological dynamics: are major surprises inevitable? *Ecology* 89(4), 952-961. <https://doi.org/10.1890/07-0965.1>
- Entraigas, I., Chiramberro, S., de Dominicis, H., Vercelli, N., Bongiorno, F. y Ramaglio, J. C. (2017). Methodological Proposal for the Analysis of Spatio-Temporal Variability of Forage Value on *Paspalum quadrifarium*-Dominated Grasslands. *International Journal of Ecological Science and Environmental Engineering* 4(6), 100-108, ISSN 2375-3854. https://www.academia.edu/67696232/Methodological_Proposal_for_the_Analysis_of_Spatio-Temporal_Variability_of_Forage_Value_on_Paspalum_quadrifarium-Dominated_Grasslands?auto=download
- Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, G., Chiramberro, S., Carretero, N. y de Dominicis, H. (2017). La biodiversidad de los pastizales naturales valorizada diferencialmente por ambientes a partir de especies forrajeras. En Lorenz, G., Figueroa, M. E., Giannuzzo, A. N. y Ludueña, M. E. (Eds.) *El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos*. VI Jornadas y III Congreso Argentino de Ecología de Paisajes, 237-241, ISBN 978-987-1676-71-2. Santiago del Estero, Argentina. https://fcf.unse.edu.ar/archivos/publicaciones/CAE_P_2017_ebook.pdf
- Entraigas, I., Vercelli, N., Ares, G., Varni, M. y Zeme, S. (2017). Flooding effects on grassland species composition in the Azul creek basin (Argentina). *The Rangeland Journal*, 39(3), 245-252. <https://doi.org/10.1071/RJ16034>
- Entraigas, I., Vercelli, N. y Fajardo, L. (2019). Plant communities along preferential superficial water flow paths across a floodplain landscape. *Ecohydrology* 12(6), e2124, 1-11, <https://doi.org/10.1002/eco.2124>
- Entraigas, I., Vercelli, N., Scaramuzzino, R. y D'Alfonso, C. (2014). Composición florística de las comunidades asociadas a las cubetas de deflación en el sector llano de la cuenca del arroyo del Azul. *Biología Acuática*, 29. IV Congreso Argentino de Limnología: Agua, Ambiente y Sociedad. La Plata, Argentina.

- <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6651/6326>
- Entraigas, I., Zabala, M. E., Cazenave, G. y Fajardo, L. (13 al 16 de noviembre de 2017). *Variación de los bienes y servicios ecosistémicos ofrecidos por las cubetas de deflación de la Pampa Deprimida argentina en relación a su dinámica hídrica*. V Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos. Oaxaca, México.
- Fajardo, L. F. (2024). *Conectividad hidrológica en un sistema hidrológico no típico. Caso del sector llano de la cuenca del arroyo del Azul* [Tesis de doctorado]. Universidad Nacional de La Plata, Argentina. <https://doi.org/10.35537/10915/164744>
- Fajardo, L. F., Entraigas, I. y Dietrich, S. (2021). Ecuaciones de calibración del sensor DECAGON EC-5 para la estimación de la humedad en suelos de la Pampa Deprimida. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 46, 1-5. e-ISSN 2422-5703. <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/revista-asagai/article/view/46124>
- Fajardo, L. F., Entraigas, I., Vercelli, N. y Zimmerman, E. (2021). Surface soil moisture variability in a sector of a humid basin characterized by extremely flat relief. *Ecohydrology*, 15(2), e2375. <https://doi.org/10.1002/eco.2375>
- Fan, Y., Li, H. y Miguez-Macho, G. (2013). Global patterns of groundwater table depth. *Science*, 339 (6122), 940–943. <https://doi.org/10.1126/science.1229881>
- Filbee-Dexter, K., Pittman, J., Haig, H. A., Alexander, S. M., Symons, C. C. y Burke, M. J. (2017). Ecological surprise: concept, synthesis, and social dimensions. *Ecosphere* 8(12), e02005. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2005>
- Fuschini Mejía, M. C. (1994). *El agua en las llanuras*. UNESCO/ORCYT. ISBN 92-9089-041-1, 58p. Montevideo, Uruguay. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000159361>
- Gorocito, M., Vercelli, N., Zabala, M. E. y Entraigas, I. (2020). Interacción agua subterránea-suelo-vegetación en el sector llano de la cuenca del arroyo del azul. Toledo, D. M., Perucca, R. y Perucca, S. (Eds.) *XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23665.30560>
- Graham, C. H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. y Townsend Peterson, A. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19(9), 497–503, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.006>
- Grant, G. E. y Dietrich, W. E. (2017). The frontier beneath our feet. *Water Resources Research*, 53(4), 2605–2609. <https://doi.org/10.1002/2017WR020835>
- Grayson, R. y Blöschl, G. (2001). Spatial processes, organisation and patterns. En Grayson, R. y Blöschl, G. (Eds.) *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modelling*. Cambridge University Press.
- Guerrero, E. L. y Agnolin, F. L. (2016). Recent changes in plant and animal distribution in the southern extreme of the Paranaense biogeographical province (northeastern Buenos Aires province, Argentina): ecological responses to climate change? *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 18(1), 9–30. <https://revista.magn.gob.ar/index.php/RevMus/article/view/428>
- Guswa, A. J., Tetzlaff, D., Selker, J. S., Carlyle-Moses, D. E., Boyer, E. W., Bruen, M., Cayuela, C., Creed, I. F., Van de Giesen, N., Grasso, D., Hannah, D. M., Hudson, J. E., Hudson, S. A., Iida, S., Jackson, R. B., Katul, G. G., Kumagai, T., Llorens, P., Lopes Ribeiro, F., ... Levía, D. F. (2020). Advancing ecohydrology in the 21st century: A convergence of opportunities. *Ecohydrology*, 13(4), 1–14, e2208. <https://doi.org/10.1002/eco.2208>
- Hannah, L., Midgley, G. F., Lovejoy, T., Bond, W. J., Bush, M., Lovett, J. C., Scott, D. y Woodward, F. I. (2002). Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology*, 16(1), 264–268. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00465.x>
- Hannah, L. y Midgley, G. F. (2023). 30x30 for Climate: The History and Future of Climate Change–Integrated Conservation Strategies. *Annual Review of Environment and Resources*, 48, 1–24. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112321-114023>
- Holmes, K. W., Van Niel, K., Kendrick, G. y Baxter, K. (2006). *Designs for remote sampling: review, discussion, examples of sampling methods and layout and scaling issues*. CRC for Coastal Zone Estuary and Waterway Management, Project CB3: Benthic Biology and Habitat Mapping. Task 2.1 Milestone Report, 37. https://www.researchgate.net/publication/255435337_Designs_for_Remote_Sampling_Review_Discussion_Examples_of_Sampling_Methods_and_Layout_and_Scaling_Issues
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L. y Zhang, H. (2017). Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the Total Environment* 586, 319–327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.001>

- Irazabal, R. Y., Vercelli, N. y Scaramuzzino, R. (2023). Avance de la invasión de *Laurus nobilis* L. en el sector noroccidental del Sistema de Tandilia y llanuras adyacentes. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 58(suplemento), 62-63. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.nsopl>.
- Kandus, P., Minotti, P., Fabricante, I. y Ramonell, C. (2017). Identificación y Delimitación de Regiones de Humedales de Argentina. En Benzaquen, L., D. E. Blanco, R. Bo, P. Kandus, G. Lingua, P. Minotti y R. Quintana (Eds.) *Regiones de Humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires. ISBN 978-987-29811-6-7, 31-46. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/regioneshumedbaja2.pdf>
- Kandus, P., Quintana, R., Minotti, P., Oddi, J., Baigún, C., González Trilla, G. y Ceballos, D. (2011). Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. En Littera, P., Jobbagy, E. y Paruelo, J. (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. ISBN 978-987-679-018-5, 265-290. https://www.researchgate.net/publication/304623818_Ecosistemas_de_humedal_y_una_perspectiva_hidrogeomorfica_como_marco_para_la_valoracion_ecologica_de_sus_bienes_y_servicios#read
- Krishtalka, L. y Humphrey, P. S. (2000). Can natural history museums capture the future? *BioScience* 50(7), 611-617. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0611:CNHMCT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0611:CNHMCT]2.0.CO;2)
- Lara, B., Vercelli, N., Entraigas, I., Scaramuzzino, R., Gandini, M., Salese, S. y Goyenette, J. M. (2023). Ecosystem stability of temperate grasslands in response to variability of hydrological conditions. *Austral Ecology*, 48(8), 2076-2087. <https://doi.org/10.1111/aec.13445>
- Lara, B., Vercelli, N. y Gandini, M. (2019). Relación entre la diversidad de especies de pastizales y la estabilidad temporal del funcionamiento ecosistémico en un sector de la Pampa Deprimida. En Ulberich, A. y Miranda del Fresno, M. C. (Eds.) *II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente 2018: Libro de resúmenes extendidos*. Tandil, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/328492159_Relacion_entre_la_diversidad_de_especies_de_pastizales_y_la_estabilidad_temporal_del_funcionamiento_ecosistémico_en_un_sector_de_la_Pampa_Deprimida
- Lark, R. M. (2002). Optimized spatial sampling of soil for estimation of the variogram by maximum likelihood. *Geoderma* 105(1-2), 49-80. [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00092-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00092-1)
- Levin, S. A. (2009). *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton University Press, Princeton, USA. ISBN 978-0-691-12839-9, 807 p.
- Lindenmayer, D. B. y Likens, G. E. (2010). *Effective Ecological Monitoring*. CSIRO Publishing & Earthscan, Melbourne y London. ISBN 978-1-84971-145-6, 170 p. https://www.researchgate.net/publication/257616764_Lindenmayer_DB_and_Likens_GE_eds_Effective_ecological_monitoring#read
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Krebs, C. J. y Hobbs, R. J. (2010). Improved probability of detection of ecological "surprises". *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(51), 21957-21962. <https://doi.org/10.1073/pnas.1015696107>
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C., Burns, E., Dickman, C. R., Hoffmann, A. A., Keith, D. A., Liddell, M. J., Lowe, A. J., Metcalfe, D. J., Phinn, S. R., Russell-Smith, J., Thurgate, N. y Wardle, G. M. (2012). Value of long-term ecological studies. *Austral Ecology* 7(1), 745-757. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x>
- Luan, Z. y Zhou, D. (2013). Impacts of intensified agriculture developments on marsh wetlands. *The Scientific World Journal*, 2013, ID 409439, 10p. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/409439>
- Lucero, L., Mestelan, S., Entraigas, I. y Migueltoarena, V. (16 al 20 de abril de 2012). *Variabilidad de suelos de peladares de la cuenca baja del arroyo del Azul*. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina. Artículo Completo.
- Madeira de Medeiros, C., Hernández-Lambrano, R. E., Felix Ribeiro, K. A. y Sánchez Agudo, J. A. (2018). Living on the edge: do central and marginal populations of plants differ in habitat suitability? *Plant Ecology*, 219, 1029-1043. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0855-x>
- Migueltoarena, V. M., Entraigas, I. y Varni, M. (2014). La conectividad paisajística en el sector llano de la cuenca del arroyo del Azul. En Universidad Nacional del Litoral (Ed.) *Memorias II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*. ISBN: 978987692039-1, Santa Fe, Argentina. <https://doi.org/10.13140/2.1.2813.2803>
- Nisbet, E. (2007). Cinderella science. *Nature* 450, 789-790. <https://doi.org/10.1038/450789a>

- Nomdedeu, S. M., Orzanco, J. y Kandus, P. (2024). Wetlands distribution in the agricultural-livestock core of the South American temperate pampas landscape. Approach from soil cartography. *Wetlands Ecology and Management*, 32, 229-248. <https://doi.org/10.1007/s11273-023-09972-x>
- Ponder, W. F., Carter, G. A., Flemons, P. y Chapman, R. R. (2001). Evaluation of museum collection data for the use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* 15(3), 648-657, <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015003648.x>
- Rinaldo, A. y Rodríguez-Iturbe, I. (2022). Ecohydrology 2.0. *Rendiconti Lincei - Scienze Fisiche e Naturali*, 33(2), 245-270. <https://doi.org/10.1007/s12210-022-01071-y>
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: a hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9, <https://doi.org/10.1029/1999WR900210>
- Rodríguez-Iturbe, I. y Porporato, A. (2004). *Ecohydrology of Water-Controlled Ecosystems: Soil Moisture and Plant Dynamics*. Cambridge University Press, ISBN 0 521 81943 1; 442 p.
- Rogan, J. E., Ray Parker, M., Hancock, Z. B., Earl, A. D., Buchholtz, E. K., Chyn, K., Martina, J. y Fitzgerald, L. A. (2023). Genetic and demographic consequences of range contraction patterns during biological annihilation. *Scientific Reports*, 13(1), 1691. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-28927-z>
- Román-Palacios, C. y Wiens, J. J. (2020). Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(8), 4211-4217, <https://doi.org/10.1073/pnas.1913007117>
- Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C. y Vercelli, N. (2017). 250 años de registros de *Echium plantagineum* L. en la provincia de Buenos Aires: su presencia en ambientes rurales y periurbanos. En Ulberich, A., Cisneros Basualdo, N. y Miranda del Fresno, M. C. (Eds.) *I Jornadas Internacionales de Ambiente y III Jornadas Nacionales de Ambiente: Libro de resúmenes extendidos*, 168-170, ISBN 978-950-658-408-5. Tandil, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/351664242_250_ANOS_DE_REGISTROS_DE_ECHIUM_PLANTAGINEUM_L_EN_LA_PROVINCIA_DE_BUENOS_AIRES_SU_PRESENCIA_EN_AMBIENTES_RURALES_Y_PERIURBANOS#read
- Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C. y Vercelli, N. (2019a). La familia Acanthaceae en el límite austral de su distribución geográfica: especies del centro-sur bonaerense. En Ulberich, A. y Miranda del Fresno, M. C. (Eds.) *II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente 2018: Libro de resúmenes extendidos*. Tandil, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/339031961_LA_FAMILIA_ACANTHACEAE_EN_EL_LIMITE_AUSTRAL_DE_SU_DISTRIBUCION_GEOGRAFICA_ESPECIES_DEL_CENTRO-SUR_BONAERENSE#read
- Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C. y Vercelli, N. (2019b). *Centaurium pulchellum* (Gentianaceae) y *Centaurea diffusa* (Asteraceae): desde ambientes rurales hacia ambientes urbanos. En Ulberich, A. y Miranda del Fresno, M. C. (Eds.) *II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente 2018: Libro de resúmenes extendidos*. Tandil, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/339032145_Centaurium_pulchellum_Gentianaceae_y_Centaurea_diffusa_Asteraceae_DESDE_AMBIENTES_RURALES_HACIA_AMBIENTES_URBANOS#read
- Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C., Vercelli, N. y Piazza, G. (2023). *Ballota nigra* y *Lamium purpureum*: dos Lamiáceas poco conocidas en la provincia de Buenos Aires. En Álvarez, M., Arias, B., Corbetta, S. y L. Giménez (Eds.) *III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos*, 337-341, ISBN 978-987-46875-5-5. <https://cedet.unm.edu.ar/wp-content/uploads/2024/05/III-Jornadas-Internacionales-y-V-Jornadas-Nacionales-de-Ambiente-2.pdf>
- Scaramuzzino, R., Vercelli, N. y D'Alfonso, C. (2019). La familia botánica Asteraceae en el arroyo del Azul: representatividad en el ámbito urbano y rural. En Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, M. F. y Masson, I. (Eds.) *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Azul, Argentina. <https://digital.cic.gba.gob.ar/bitstreams/a4207230-f71a-4372-ab1a-11830a0b0118/download>
- Scaramuzzino, R., Vercelli, N., D'Alfonso, C. y Piazza, G. (2019). Macrófitas herbáceas en la traza urbana del arroyo del Azul. En Cortelezzi, A., Entraigas, I., Grosman, M. F. y Masson, I. (Eds.) *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos*. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Azul, Argentina. <https://digital.cic.gba.gob.ar/bitstreams/a4207230-f71a-4372-ab1a-11830a0b0118/download>
- Schofield, K. A., Alexander, L. C., Ridley, C. E., Vanderhoof, M. K., Fritz, K. M., Autrey, B. C.,

- DeMeester, J. E., Kepner, W. G., Lane, C. R., Leibowitz, S. G. y Pollard, A. I. (2018). Biota connect aquatic habitats throughout freshwater ecosystem mosaics. *Journal of the American Water Resources Association* 54(2), 372-399. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12634>
- Schulze, E. D., Beck, E., Buchmann, N., Clemens, S., Müller-Hohenstein, K. y Scherer-Lorenzen, M. (2019). Global Biogeochemical Cycles. En Schulze et al. (Eds.) *Plant Ecology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 827-841. https://doi.org/10.1007/978-3-662-56233-8_21
- Suarez, A. V. y Tsutsui, N. D. (2004). The value of museum collections for research and society. *BioScience* 54(1), 66-74. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0066:TVOMCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0066:TVOMCF]2.0.CO;2)
- Tan, L., Ge, Z., Ji, Y., Lai, D. Y. F., Temmerman, S., Li, S., Li, X. y Tang, J. (2022). Land use and land cover changes in coastal and inland wetlands cause soil carbon and nitrogen loss. *Global Ecology and Biogeography*, 31(12), 2541-2563. <https://doi.org/10.1111/geb.13597>
- Usunoff, E., Varni, M., Weinzettel, P. y Rivas, R. (1999). Hidrogeología de grandes llanuras: La pampa húmeda argentina. *Boletín geológico y minero*, 110(4), 391-406. [https://info.igme.es/biblioteca/ficheros/BGM/Bolet in%20110_4_1999.pdf](https://info.igme.es/biblioteca/ficheros/BGM/Bolet%20110_4_1999.pdf)
- Varni, M., Vercelli, N., Zeme, S., Entraigas, I. y Ares, M. G. (2016). Relaciones entre variables edáficas y biomasa en comunidades vegetales de pastizal en la Pampa Deprimida. En Cholaky, C. G. y Cisneros, J. M. (Eds.) *XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: Ordenamiento territorial. Un desafío para la ciencia del suelo. Resúmenes y mesas redondas*. UniRío Editora, ISBN 978-987-688-172-2. Río Cuarto, Argentina. <https://www.unirioeditora.com.ar/wp-content/uploads/2018/08/978-987-688-172-2.pdf>
- Vercelli, N. (2018). *Heterogeneidad del paisaje en la cuenca inferior del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires*. Tesis de doctorado, UNMdP, 193 p. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/84157/CONICET_Digital_Nro.900118ce-baf7-4595-b29c-1bbd4e64790c_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Vercelli, N., Ares, G. y Entraigas, I. (2015). Relaciones entre la vegetación, la microtopografía y la acumulación de agua en superficie en un pastizal natural de la Pampa Deprimida. En Minotti, P. y Entraigas, I. (Eds.) *El paisaje: unidad natural, funcional, dinámica y resiliente*. V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Azul, Argentina.
- Vercelli, N., D'Alfonso, C., Scaramuzzino, R., y Manfreda, V. (2023). Cambios en la distribución geográfica de algunas especies del género *Senecio*: su avance en la Pampa Deprimida. En Álvarez, M., Arias, B., Corbetta, S. y L. Giménez (Eds.) *III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos*, 363-367, ISBN 978-987-46875-5-5. <https://cedet.unm.edu.ar/wp-content/uploads/2024/05/III-Jornadas-Internacionales-y-V-Jornadas-Nacionales-de-Ambiente-2.pdf>
- Vercelli, N. y Entraigas, I. (2021). Species replacement and transitional zones in natural grasslands with subtle environmental gradations. *The Rangeland Journal*, 43(1), 23-33. <https://doi.org/10.1071/RJ20043>
- Vercelli, N., Entraigas, I., Argañaraz, J. P., Scaramuzzino, R. y D'Alfonso, C. (2013). Representatividad espacial de las principales comunidades vegetales en la cuenca baja del arroyo del Azul (Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 4(2), 92-100. <https://digital.cic.gba.gov.ar/bitstreams/d403bdf2-3bc4-4353-a79f-81b91809013e/download>
- Vercelli, N., Entraigas, I., Migueltoarena, V. y Varni, M. (2012). Las cubetas de deflación y su función en los pastizales pampeanos. En Miguez, M., Fernández Cirelli, A., Pérez Carrera, A., Volpedo, A. y Muñoz, M. (Eds.) *Libro de resúmenes II Jornadas Interdisciplinarias "Ciclo del agua en agroecosistemas"*, Centro de Estudios Transdisciplinarios de Agua, Facultad de Veterinaria (UBA), Buenos Aires, Argentina. https://www.produccion-animal.com.ar/agua_bebida/164-Resumenes_II_JA_2012.pdf
- Vercelli, N., Entraigas, I., Scaramuzzino, R., Migueltoarena, V. y D'Alfonso, C. (2013). Plantas medicinales de los bajos alcalinos de la cuenca del arroyo del Azul (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 45(2), 285-298. <https://bdigital.uncu.edu.ar/6124>
- Vercelli, N., Entraigas, I., Zabala, M. E., Ares, G. y Cazenave, G. (25 al 27 de noviembre de 2020). *Servicios hidrológicos potenciales brindados por pastizales naturales de una cuenca de llanura en la Ecorregión Pampa, Argentina*. Conferencia Regional de la Ecosystem Services Partnership Latinoamérica y el Caribe. Ciudad de México, México. https://ihlla.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/sites/43/2020/11/126859379_3407276426052647_7996620859580440487_o.jpg

- Vercelli, N., Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C. y Entraigas, I. (2015). Reconstrucción del paisaje urbano a partir de registro histórico: el caso de la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires. En Minotti, P. y Entraigas, I. (Eds.) *El paisaje: unidad natural, funcional, dinámica y resiliente*. V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes. Azul, Argentina.
- Vercelli, N., Scaramuzzino, R., D'Alfonso, C., Milione, G. y Piazza, G. (2021). Cambios en la distribución geográfica de algunas especies americanas en la provincia de Buenos Aires. *Revista FAVE Sección Ciencias agrarias* 20(1), 33-46. <https://doi.org/10.14409/fa.v20i1.10246>
- Vercelli, N., Scaramuzzino, R., Goyenette, J. y D'Alfonso, C. (2023). *Crepis vesicaria* y *Helminthotheca echioides* en el centro bonaerense: contribuciones para el estudio de su invasión. En Álvarez, M., Arias, B., Corbetta, S. y L. Giménez (Eds.) *III Jornadas Internacionales y V Nacionales de Ambiente: libro de resúmenes extendidos*, 368-371, ISBN 978-987-46875-5-5. <https://cedet.unm.edu.ar/wp-content/uploads/2024/05/III-Jornadas-Internacionales-y-V-Jornadas-Nacionales-de-Ambiente-2.pdf>
- Voss, S., Zimmermann, B. y Zimmermann, A. (2016). Detecting spatial structures in throughfall data: The effect of extent, sample size, sampling design, and variogram estimation method. *Journal of Hydrology*, 540, 527-537. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.042>
- Walther, G. R. (2010). Community and ecosystem responses to recent climatic change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2019-2024. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0021>
- Wood, P. J., Hannah, D. M. y Sadler, J. P. (2007). *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. Wiley, Hoboken, USA. ISBN 978-0-470-01017-4. <https://download.e-bookshelf.de/download/0000/5675/11/L-G-0000567511-0015243802.pdf>
- Xi, Y., Peng, S., Ciais, P. y Chen, Y. (2020). Future impacts of climate change on inland Ramsar wetlands. *Nature Climate Change*, 11, 45-51. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00942-2>
- Zalewski, M., Harper, D. y Wagner, I. (2009). Ecohydrology – why Demonstration Projects throughout the world? *Ecohydrology & Hydrobiology*, 9(1), 3-11. <https://doi.org/10.2478/v10104-009-0043-7>
- Zeme, S., Entraigas, I. y Varni, M. (2015). Análisis de los servicios ecosistémicos en un pastizal natural de la Pampa Deprimida bonaerense. *Contribuciones Científicas GAEA*, 27, 161-174. ISSN 0328-3194. <https://gaea.org.ar/contribuciones/Contribuciones2015/Zeme-Entraigas-Varni.pdf>
- Zeme, S., Varni, M., Entraigas, I., Vercelli, N. y Ares, M. G. (2014). Humedad edáfica, raíces y biomasa aérea en parches dominados por *Distichlis* spp. En AACS (Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo) (Eds.) *Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y la II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas"*, ISSN 978-987-24771-6-5, Bahía Blanca, Argentina. <https://host170.sedici.unlp.edu.ar/server/api/core/bitstreams/dac61792-0a7e-4093-a37f-6dc541fd4a39/content>
- Zeme, S., Varni, M., Entraigas, I. y Vercelli, N. (2014). Comportamiento del nivel freático a lo largo de una transecta en un área llana de pastizales naturales en la cuenca del arroyo del Azul. En Universidad Nacional del Litoral (Ed.) *Memorias II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*. ISBN: 978987692039-1, Santa Fe, Argentina. <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.4517.2161>
- Zeme, S., Vercelli, N., Entraigas, I. y Varni, M. (2015). Análisis de los servicios ecosistémicos provistos por un sector de pastizal natural en la cuenca baja del arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. En Ulberich, A., Cisneros Basualdo, N. y Miranda del Fresno, M. C. (Eds.) *II Jornadas Nacionales de Ambiente: libro de trabajos completos*, 123-134, ISBN 978-950-658-369-9. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, Argentina.
- Zhou, D., Zhang, H. y Liu, C. (2016). Wetland ecohydrology and its challenges. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(1), 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.08.004>
- Zimmermann, E., Fajardo, L. y Entraigas, I. (2020). Modelación preliminar del flujo subterráneo en un sector de la cuenca inferior del arroyo del Azul (Buenos aires, Argentina). *Cuadernos del CURIHAM* 26, 21-30. <https://doi.org/10.35305/curiham.v26i0.154>

Tipo de Publicación: ARTÍCULO.

Trabajo recibido el 07/03/2025, aprobado para su publicación el 20/03/2025 y publicado el 28/03/2025.

CÓMO CITAR

Vercelli, N. y Entraigas, I. (2025). El registro de la diversidad vegetal en los estudios hidrológicos. *Cuadernos del CURIHAM, Edición Especial (2024): 40 Años del IHLLA.* e11. <https://doi.org/10.35305/curiham.ed24.e11>

ROLES DE AUTORÍA

NV e IE realizaron en conjunto el proceso de recopilación de datos, análisis, conceptualización y completaron la preparación, creación y redacción del trabajo. Ambas aprobaron la versión para ser publicada y son capaces de responder respecto a todos los aspectos del manuscrito.

LICENCIA

Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia: Creative Commons Atribución -No Comercial -Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0) (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>)



Este trabajo se enmarca dentro de la EDICIÓN ESPECIAL (2024): 40 años del Instituto de Hidrología de Llanuras "Dr. Eduardo Jorge Usunoff" (IHLLA), de la revista Cuadernos del CURIHAM.