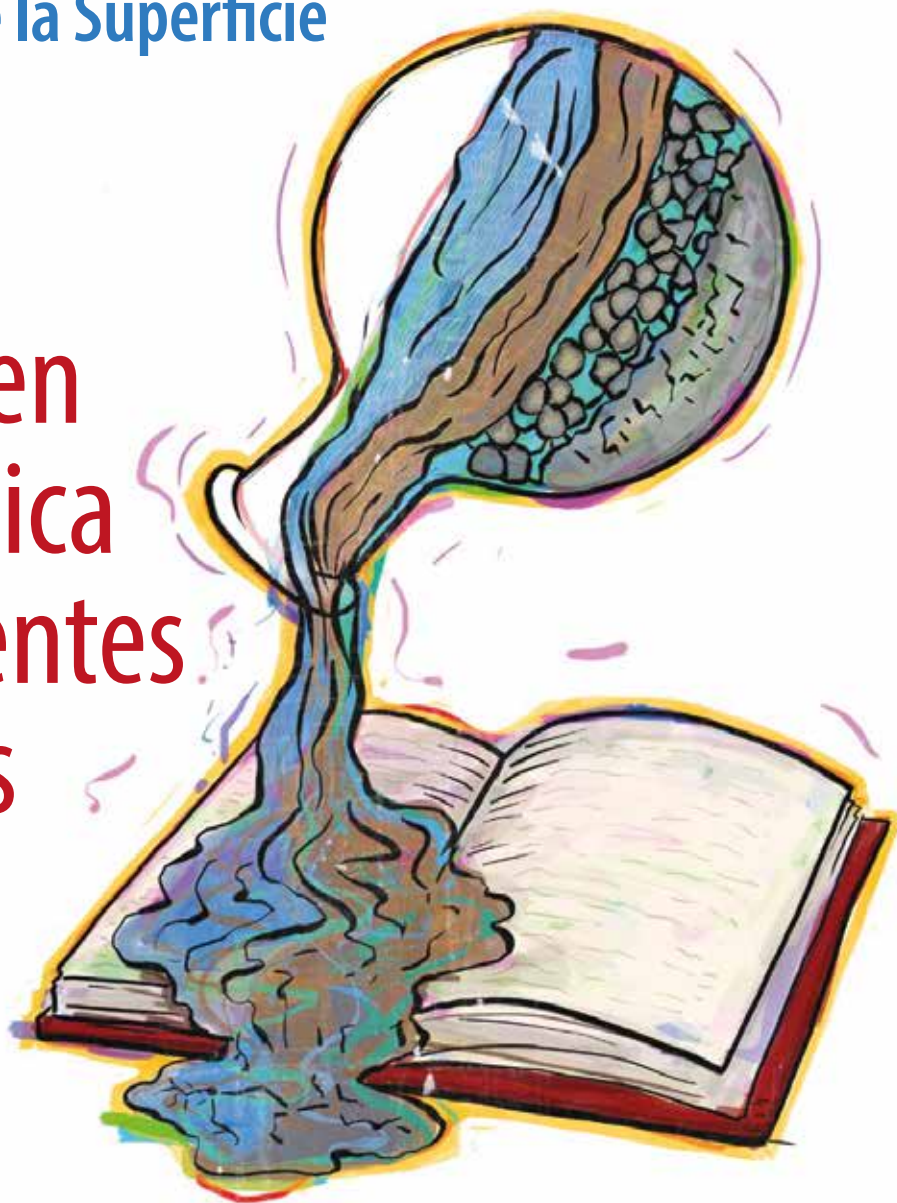


VII RAGSU

**Reunión Argentina de
Geoquímica de la Superficie**

Avances en Geoquímica de ambientes exógenos



*Adriana Cabrera, Edel Matteoda, Verónica Lutri,
Fátima Bécher Quinodoz y Daniela Giacobone*

Compiladoras

Actas

26 al 28 de Noviembre de 2025

Departamento de Geología

Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales

Universidad Nacional de Río Cuarto

ISBN 978-987-688-639-0

e-book

UniRío
editora

Avances en geoquímica de ambientes exógenos : VII RAGSU : reunión Argentina de geoquímica de la superficie / Adriana Cabrera ... [et al.] ; Compilación de Adriana Cabrera ... [et al.]. - 1a ed. - Río Cuarto : UniRío Editora, 2025.
Libro digital, PDF - (Actas)

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-688-639-0

1. Geología. 2. Recursos Hídricos. 3. Recursos Naturales. I. Cabrera, Adriana II. Cabrera, Adriana, comp.
CDD 551.48

2025 © *UniRío editora*. Universidad Nacional de Río Cuarto
Ruta Nacional 36 km 601 – (X5804) Río Cuarto – Argentina
Tel.: 54 (358) 467 6309
editorial@ac.unrc.edu.ar
www.unirioeditora.com.ar

Primera Edición: noviembre de 2025 ISBN 978-987-688-639-0

Imagen de tapa: Ilustración de Lautaro Alincaastro



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución 2.5 Argentina.
<http://creativecommons.org/licenses/by/2.5/ar/deed.es> AR



Uni. Tres primeras letras de "Universidad". Uso popular muy nuestro; la Uni. Universidad del latín "universitas" (personas dedicadas al ocio del saber), se contextualiza para nosotros en nuestro anclaje territorial y en la concepción de conocimientos y saberes contruidos y compartidos socialmente.

El río. Celeste y Naranja. El agua y la arena de nuestro Río Cuarto en constante confluencia y devenir.

La gota. El acento y el impacto visual: agua en un movimiento de vuelo libre de un "nosotros".
Conocimiento que circula y calma la sed.

Consejo Editorial

Facultad de Agronomía y Veterinaria
Prof. Alicia Carranza

Facultad de Ciencias Económicas
Prof. Clara Sorondo

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y
Naturales
Prof. Laura Dalerba y Prof. Clarisa Bionda

Facultad de Ciencias Humanas
Prof. José Di Marco y Prof. Claudio Asaad

Facultad de Ingeniería
Prof. Marcelo Alcoba y Prof. Martín Broglia

Biblioteca Central Juan Filloy
María Eugenia Somaré y Sandra Murúa

Secretaría Académica
Prof. Pablo Pizzi y Prof. Gabriel Carini

Equipo Editorial

Secretaria Académica: *Pablo Pizzi*
Director: *Gabriel Carini*
Equipo: *José Luis Ammann, Maximiliano Brito, Ana Carolina Savino, Lara Oviedo, Roberto Guardia, Marcela Rapetti y Daniel Ferniot*



Junta Ejecutiva

Presidente: Dra. Adriana Cabrera (UNRC)

Vicepresidente: Dra. Edel Matteoda (UNRC)

Secretaria: Dra. Fátima Bécher Quinodóz (UNRC-CONICET)

Pro-secretaria: Dra. Verónica Lutri (UNRC-CONICET)

Tesorero: Lic. Santiago Prámparo (UNRC-CONICET)

Protesoreros: Lic. Germán . Schroeter (UNRC-CONICET)

Dra. Karina Echevarría (UNLC – CONICET-ICBIA)

Vocales

Dra. Daniela Giacobone (UNRC-CONICET)

Lic. Miguel Pascuini (UNRC-CONICET)

Dra. Jimena Andreazzini (UNRC-CONICET-ICBIA)

Dra. Eugenia Benito (UNRC – CONICET-ICBIA)

Dra. María Santinelli (UNRC-UNLC)

Comité científico

Dr. René Albouy (UNS)

Dra. María del Pilar Álvarez (IPEEC - CONICET - CENPAT)

Dra. Virginia Aparicio (INTA - CONICET)

Dr. Sergio Bea (Eramine)



Dra. Fátima Bécher Quinodoz (UNRC - CONICET)

Dra. Mónica Blarasin (UNRC)

Dr. Pablo Bouza (CONICET - CENPAT)

Dra. Adriana Cabrera (UNRC)

Dra. Verena Campodónico (CICTERRA (CONICET/UNC))

Dra. Eleonora Carol (UBA - CONICET)

Dra. Diana Cuadrado (UNS - CONICET)

Dra. María Gabriela García (CICTERRA (CONICET/UNC))

Dra. Daniela Giacobone (UNRC - CONICET)

Dra. Karina Lecomte (UNC - CONICET)

Dr. Claudio Lexow (UNS)

Dra. Verónica Lutri (UNRC - CONICET)

Dr. Daniel Martínez (UNMdP)

Dra. Edel Matteoda (UNRC)

Dra. Andrea Pasquini (CONICET - UNC)

Dr. Esteban Tálamo (UNCa)

Dr. Pedro Temporetti (INIBIOMA, CONICET - UNCo)

Dr. Américo Torres (CCT - CONICET - CENPAT)

Edición de estilo

Dra. Karina Echevarría (UNLC – CONICET-ICBIA)

Dra. María Santinelli (UNRC-UNLC)

Dra. Eugenia Benito (UNRC – CONICET-ICBIA)

Dra. Jimena Andreazzini (UNRC-CONICET-ICBIA)

Lic. Santiago Prámparo (UNRC-CONICET)

Dra. Verónica Lutri (UNRC - CONICET)

Dra. Daniela Giacobone (UNRC-CONICET)



INDICE

Prologo y agradecimientos	14

Conferencias

¿PUEDEN ESTIMARSE CON MÁS PRECISIÓN LOS ORÍGENES DE COMPUESTOS DE N MODELANDO MEZCLAS DE AGUA CON APOYO ISOTÓPICO?	18

Dra. Mónica Blarasin

Departamento de Geología-UNRC

PLAGUICIDAS EN EL AMBIENTE: ESTUDIOS EN SISTEMAS AGRÍCOLAS DE ARGENTINA	25

Dra. Virginia Aparicio

Ingeniera Agrónoma

INTA / CONICET, Argentina

COMPOSICIÓN DE ISÓTOPOS ESTABLES EN CARBONATOS PEDOGENÉTICOS COMO PROXY PALEOAMBIENTAL	29

Dr. Pablo José Bouza

Instituto Patagónico de Geología y Paleontología - CONICET

BASALTOS Y DESCARBONIZACIÓN: EL ROL DEL ENHANCED ROCK WEATHERING EN LAS SOLUCIONES CLIMÁTICAS DEL FUTURO	31

Dr. Sergio A. Bea

Terradot Soil. Inc., San Francisco, CA, USA

Eramine Sudamérica, Salta, Argentina

1- Geoquímica ambiental

GEOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN MEDIO FRACTURADO EN LA ZONA SERRANA “EL PARADOR DE LA MONTAÑA” (CÓRDOBA).	35

Cabrera, A; Bécher Quinodóz, F; Prámparo, S; Blarasin, M; Schroeter, G; Pascuini, M; Matteoda, E; Giacobone, D; Lutri, V; Sagripanti, G; Felizzia, J.

EFFECTO DEL PH Y DEL ION CARBONATO EN LA ALTERACIÓN DE VANADATOS DE URANIO: IMPLICANCIAS EN LA MOVILIDAD DEL URANIO EN EL MEDIO AMBIENTE	43

Wiejski-López, M; Bengió, S; Bia, GL; Borgnino, L.

EXPOSICIÓN DE <i>EISENIA FETIDA</i> A SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS Y EL EFECTO SOBRE BIOMARCADORES	50

Albornoz, C; González Borda, E; García, C; Larsen K.

ESTIMACIÓN DEL FRENTE DE AVANCE DE COMPUESTOS FOSFATADOS DE ORIGEN ORGÁNICO DENTRO DE UN SUELO MOLISOL	57

Ciapparelli, I C.; García, A R.



PROBLEMAS GEOQUÍMICOS ASOCIADOS CON EL MANGANESO Y EL HIERRO EN LOS SUMINISTROS CON AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS. 64

Blarasin, M; Cabrera, A; Prámparo, S; Pascuini, M; Schroeter, G. Matteoda, E; Bécher Quinodóz, F; Felizzia, J; Giacobone, D; Lutri V.

MOVILIZACIÓN DE VANADIO EN ACUÍFERO LOÉSSICO: EFECTOS DE IONES COMPETITIVOS CONDICIONES VARIABLES DE ALCALINIDAD Y REDOX 72

Giacobone, D B.; Matteoda, E; Blarasin, M; Lutri, V; Schoreter G.

UNA PRIMERA APROXIMACIÓN AL ROL DE LA DESCARGA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL APORTE DE NUTRIENTES EN EL LAGO NAHUEL HUAPI 80

Lisboa, M. S; Temporetti, P.

2- Geoquímica de ambientes marinos

ESTIMACIONES DE CO² DISUELTO EN AGUAS MARINAS COSTERAS DEL VOLCÁN ACTIVO ISLA DECEPCIÓN, ANTÁRTIDA 83

Guerriero, L ; Llano, J ; Seguel, S; Echegoyen, C ; Medina, M; Massenzio, A; Nuñez, N; Lamberti, M C; Rizzo, A L; Tassi, F; Agosto, M.

3 - Geoquímica de ambientes fluviales y de humedales

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN EN LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS DE LA CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA 90

Tufo, A; Cantera, C; Medina, M, Porzionato N; dos Santos Afonso, M; Scasso, R A y Curutchet G.

IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE EL ESTADO TRÓFICO DE SEDIMENTOS EN LAGUNAS AUSTRALES (USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO) 98

Fonseca, M; Diodato S; López, M E; Bursztyn Fuentes, A; Granitto, M; Maluendez Testoni, C ; Pereyra, F; González Garraza, G; Rodríguez, P.

EVALUACIÓN AMBIENTAL DE CUERPOS DE AGUA DE RESERVAS NATURALES URBANAS EN LA CIUDAD DE USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO 105

Bursztyn Fuentes, A; Ayala, A; Castillo, M; Martínez, M; Morella, M; Ojeda, N; Tarantino, C; Diodato, S.

INFLUENCIA LITOLÓGICA SOBRE LA GEOQUÍMICA DE AGUAS SUPERFICIALES: ESTUDIOS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO CUARTO Benito, M E; Giacobone, D; Pramparo, S; Pascuini M; Schroeter, G; Andreazzini, J y Santinelli, M. 111

CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTO, Cu Y Ni ASOCIADO EN SEDIMENTOS DE DIFERENTE GRADO DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO 119

Zimmer, V; Bargiela, M.

**4 - Geoquímica de aguas superficiales y subterráneas**

- GEOQUÍMICA DEL AGUA EN LAGUNAS SOMERAS DEL SUR DE SANTA CRUZ (PATAGONIA CONTINENTAL AUSTRAL, ARGENTINA)** **122**
Díaz, B; Tiberi P; Acuña, A.J; Almonacid L.R; Peri P.L; Monserrat M.C; Bertinat M.
- VARIACIONES FÍSICO QUÍMICAS EN CUENCAS GLACIARIAS Y PERIGLACIARIAS DE LA CORDILLERA NORDPATAGÓNICA** **129**
Reato, A; Percudani, L; Epele, L B.; Oses, N X; Carol, E.
- ANÁLISIS HIDROQUÍMICO, ISOTÓPICO Y ESTRUCTURAL DEL SISTEMA GEOTERMAL DE SANTA TERESITA (NO ARGENTINA)** **136**
Uran, G; Campodonico, V; Larrovere, M; Alasino, P.
- DESARROLLO DE LÍNEA DE BASE HISTORICA PARA LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA** **143**
Cabañas, D; Fleite, S N; Castro, L; García, AR.
- ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA RELACIÓN DEL RÍO COLORADO CON LOS ACUÍFEROS DEL GRUPO NEUQUÉN EN EL NORTE DE LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN Y RIO NEGRO.** **150**
Sandoval, M.F; Bécher Quinodó, F; Dufilho, A.C; Asencio, G; Köhler, S.
- EVALUACIÓN DE LA APTITUD PARA USO GANADERO Y CONSUMO HUMANO DE MANANTIALES CORDILLERANOS** **157**
Calvi, C; Carol, E; Fennell, L; Di Lello, C.
- PROCESOS GEOQUÍMICOS EN AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA CONSUMO HUMANO EN ZONAS MONTAÑOSAS Y COSTERAS DE REPÚBLICA DOMINICANA** **164**
Rodríguez, Y; Ramírez, A; Cabrera, A; Blarasin, M; Bergés, N; Silva, G; Gilsy Ureña.
- CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA MAYORITARIA Y NUTRIENTES EN LA CUENCA DEL RÍO SAUCE CHICO** **172**
Santucci L.; Carol E; Acosta R, Cellone F; Borzi G.
- EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA GEOMORFOLÓGICA-LITOLÓGICA SOBRE PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS EN LA CUENCA DEL RÍO DE LOS SAUCES-LA CRUZ. CÓRDOBA, ARGENTINA** **178**
Prámparo, S; Blarasin, M; Cabrera, A; Pascuini, M; Schroeter, G.
- CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE LA DESCARGA SUBTERRÁNEA EN AMBIENTES INTERMAREALES DE GOLFOS PATAGONICOS** **185**
Alvarez, M.P; Carol, E.; Richiano, S; Torres, A; Bosco, T.; Bouza, P; Faleschini, M; Tosi, L; Bergamasco, A; Zaggia, L; Donnici, S.



ESTIMACIÓN DE LA RELACIÓN AGUA SUPERFICIAL – SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHUBUT MEDIANTE EL USO DE ^{222}Rn 191

Torres, A; Campodónico, V; Fazio, A; Polifroni, R; Nieves El Makte, M; Faleschini, M.

RELACIÓN ENTRE LA GEOLOGÍA LOCAL Y LA COMPOSICIÓN HIDROQUÍMICA DE MANANTIALES EN LOS ANDES CENTRALES 198

Calvi C; Carol E; Fennell L; Morel, L.

VARIABILIDAD CLIMÁTICA E HIDROQUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA DEL ARROYO JUAN BLANCO, BUENOS AIRES. 204

Leal, M P; Di Lello, C; Carol, E.

CONTENIDO DE NUTRIENTES Y SU RELACIÓN CON EL USO DEL SUELO Y CONDICIONES HIDROLÓGICAS. CUENCA DEL ARROYO EL PESCAÑO 210

Delgado, M. I; Mac Donagh, M. E; Di Lello, C; Gorbarán, R; Carol, E.

IMPORTANCIA DE LOS PROCESOS DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EN LA HIDROQUÍMICA DEL ACUÍFERO LIBRE - CUENCA DEL ARROYO CHUCUL (CBA.) 217

Pascuini, M; Cabrera, A; Blarasin, M; Prámparo, S; Schroeter, G; Giacobone, D; Lutri, V; Becher Quinodóz, F; Felizzia, J.

PROCESOS DE MEZCLA PARA ESTIMAR CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE DIFERENTES FUENTES DE AGUA EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO RÍO SECO – RÍO CUARTO 225

Bécher Quinodóz, F; Prámparo, S; Blarasin M; Cabrera, A; Pezzarini, P; Schroeter, G.

ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO PARA IDENTIFICAR PROCESOS Y CONEXIONES HIDROLÓGICAS ENTRE AGUAS METEÓRICAS, SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS EN UN ENTORNO URBANO. 232

Díaz, M; Bécher Quinodóz, F; Blarasin M; Prámparo, S; Cabrera, A; Pascuini M; Schroeter G.

HIDROGEOQUÍMICA DEL ACUÍFERO LIBRE Y CONFINADO EN UN AGROECOSISTEMA DE LLANURA. ENTORNO RURAL DE BENGOLIA, CORDOBA 239

Cabral T; Matteoda E; Lutri V; Felizzia J; Pascuini M.

EVALUACIÓN DE LA METEORIZACIÓN EN UNA CUENCA PROGLACIAL DE MONTAÑA EN LA PATAGONIA ARGENTINA 241

Sepúlveda, L; Lecomte, K; Pasquini, A; Temporetti, P; Campodónico V.

HIDROQUÍMICA DEL AGUA SUPERFICIAL-SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHUBUT: ELEMENTOS TRAZA Y TIERRAS RARAS 243

Torres, A; Campodónico V; Bosco, T; Fazio, A; Nieves El Makte, M; Polifroni, R; Faleschini, M.



METOLACLOR, METALAXIL, 2,4 D EN AGUAS SUBTERRANEAS, 245
SUPERFICIALES Y DE RED. CANALS, CORDOBA

Matteoda E; Lutri V; Aparicio V; Giacobone D; Pascuini M; Schroeter G.

ANÁLISIS COMPARATIVO DEL FÓSFORO EN SEDIMENTOS: RÍO 247
PROGLACIAL VS. RÍO ÁCIDO VOLCÁNICO, PATAGONIA,
ARGENTINA.

Temporetti, P; Sepúlveda, L; Lecomte, K; Beamud, G; Pasquini, A.

VARIACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LA FISICOQUÍMICA DEL AGUA 249
EN UN EMBALSE DEL TROPICO MEXICANO

Sepúlveda, L D; Zanor, G A; Arrañaga-Mendez N R; Lecomte, K; Campodónico,
V; Hernández-Morales, R.

5 - Geoquímica de ambientes salinos

COMPRESIÓN DE LAS INTERACCIONES ENTRE ARSÉNICO Y 252
ULEXITA EN AMBIENTES EVAPORÍTICOS: EVIDENCIA A PARTIR DE
ESTUDIOS POR XRPD, XPS Y XAS

Borda, L.; Bia, G.; Borgnino, L.; Chiaramonte, N.; García, M.G.; Blanco, B.

HIDROGEOMORFOLOGÍA E HIDROQUÍMICA DEL ÁREA DE SALINAS 260
CHICAS, BUENOS AIRES

Carol E; Acosta R; Santucci L; Cellone F; Anthonioz Blanc R.

ESPECIACIÓN DE ARSENICO EN TRAVERTINOS FÓSILES DEL SALAR 266
DEL PLOMO, ANTOFAGASTA DE LA SIERRA, CATAMARCA

Blanco B.A; Bia G.L; Wannaz E.D; Borgnino L.C.

ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA HIDROGEOQUÍMICA Y SALES 272
EVAPORÍTICAS DE SALINA DE PIEDRA, BUENOS AIRES

Acosta, R; Carol, E; Borzi, G; Vigiani, L; Kürten, G.

EVALUACIÓN DEL IMPACTO ANTROPOGÉNICO MEDIANTE 278
ANÁLISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO EN SEDIMENTOS DE LOS
HUMEDALES DE SALINAS DEL BEBEDERO

Tello, J; Colombetti, P; Leporati, J; Ferrari, G; Jofré, M; González, P.

CONTROL GEOMORFOLÓGICO SOBRE LA HIDROQUÍMICA DE 285
LAGUNAS SOMERAS DEL OESTE BONAERENSE

Acosta, R; Carol, E.

6 - Geoquímica de suelos

METEORIZACIÓN QUÍMICA SUPERFICIAL EN ROCAS GRANÍTICAS 293
DE LAS SIERRAS DE CÓRDOBA, ARGENTINA

Marqués, M; Cioccale, M; Lecomte, K; Pleitavino M; Pasquini, A.



EFFECTOS DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS 300
DE SUELOS INCENDIADOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA
Vila, J A; Gallinger, M; Roldán, D; Filippini, E R.; Iturri, L A; Mlewski, E C;
García, M G.

IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES 307
FISICOQUÍMICAS EN SUELOS DE USHUAIA (TIERRA DEL FUEGO)
Zimicz, C C; Mansilla, R; Diodato, S.

ANÁLISIS MULTIPARAMETRICO EN SUELOS PARA EVALUAR EL 314
POTENCIAL DE LIXIVIACIÓN DE HERBICIDAS
Lutri, V; Blarasin, M; Matteoda E; Giacobone D ; Cabrera A; Pascuini M; Bécher
Quinodóz F; Prámparo S; Schroeter G; Ruiz Sinoga J D.

CONTAMINACION CON PLOMO EN SUELOS URBANOS DE LA 322
PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Tatone, L; Speranza, E; Palladino, M; Bonamino, G; Villalba, P.

7 - Hidrogeoquímica de la materia orgánica natural

MATERIA ORGÁNICA DISUELTA EN AGUA SUPERFICIAL Y 325
SUBTERRÁNEA: EVALUACIÓN DE CALIDAD Y ORIGEN CON
TÉCNICAS ÓPTICAS
Schroeter, P.G; Bécher Quinodóz, F; Cabrera, A; Arbeloa, E; Diéguez M.C. y
Blarasin, M.

MATERIA ORGÁNICA DISUELTA EN AGUA SUBTERRÁNEA DE 333
AMBIENTES ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS
Cabrera, J M; García P E.

8 - Biogeoquímica

DINÁMICA DE HIDROCARBUROS EN UNA MARISMA PATAGÓNICA Y 336
POTENCIAL FITORREMEDIADOR DE *SPARTINA DENSIFLORA*.
Pollicelli, M de la Paz; Márquez, F; Arias, A H.; Idaszkin, Y L.

EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO EN UN SISTEMA LACUSTRE 343
PAMPEANO CON INFLUENCIA ANTRÓPICA
Martin, M. E; Mengo, L; Halac, S R.; Campodónico, V A; Lecomte, K L.;
Pasquini, A I.

RESPUESTAS COMPARADAS AL ESTRÉS POR PB Y ZN EN *LIMONIUM* 350
BRASILIENSE Y *ATRIPLEX VULGATISSIMA*: IMPLICANCIAS PARA LA
FITORREMEDIACIÓN.
Pollicelli, M de la Paz; Idaszkin, Y L.; Márquez, F.

IMPORTANCIA DE LA PRESENCIA DE BIOPOLÍMEROS EN UN 360
SISTEMA ESTUARINO-COSTAL
Moya, M; Beruschi, E; Martínez, A M.; Berasategui, A A.; Brugnoli, L;
Biancalana, F.



9 - Geoquímica de procesos atmosféricos

DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE PELIGROSOS (PHEs) EN EL PM10 DE LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA 363
Palenzona, M; Morales del Mastro, A; Domini, C E; Pereyra, M T.

10 - Geoquímica de yacimientos minerales asociada a procesos exógenos

TRANSFORMACIONES MINERALÓGICAS Y QUÍMICAS DE IGNIMBRITAS DURANTE LA METEORIZACIÓN: SU ROL EN LA GENESIS DE YACIMIENTOS DE LITIO 371
Del Bono, D; Borda, L; Godfrey, L; Chiaramonte, N; Balbis, C; Pasquini, A; García, G.

11 - Geoquímica isotópica

ASSESSING GROUNDWATER INFLOW IN A SMALL MOUNTAIN RIVER UNDER ANTHROPIC STRESS (SIERRAS PAMPEANAS) 379
Campodónico, V A; Pasquini, A I; Lecomte, K L; Álvarez, B Y; García, M. G.

INTERACCIÓN AGUA SUPERFICIAL-SUBTERRÁNEA EN LAGUNAS SOMERAS DE UNA REGIÓN AGROPECUARIA PAMPEANA 386
Martin, M. E; Campodónico, V A; Lecomte, K L; Pasquini, A I.

EVALUACIÓN DE DESCARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA EN MARISMAS DEL LITORAL SUR BONAERENSE 393
Carol E; Sanci R; Tanjal C; Acosta R; Galliari J.

SEÑAL ISOTÓPICA ESTABLE DE UN RÍO DE MONTAÑA: SUBCUENCA DEL RÍO QUILPO, CÓRDOBA, ARGENTINA. 399
Álvarez, B Y; Campodónico, V A; Martínez, J O.

CARACTERIZACIÓN ISOTÓPICA DE DIFERENTES RESERVORIOS DE AGUA DE LA ISLA DECEPCIÓN, ANTÁRTIDA 406
Echegoyen, C; Lecomte, K; Coria, S H.; Kopalová, K; Yaciuk, P; Sepúlveda, L; Campodónico, V; Pasquini, A; Lirio, J M.

GEOQUÍMICA GENERAL E ISOTÓPICA DE AGUAS SUPERFICIALES EN CUENCAS DE APOORTE A LA LAGUNA DE MAR CHIQUITA (CÓRDOBA) 413
Aguirre M; Palacio D; Blarasin M.

MEZCLA DE AGUA SUBTERRÁNEA: DEFINICIÓN DE CONTRIBUCIONES DE FUENTES CONTAMINANTES INCLUYENDO APOORTE ATMOSFÉRICO 421
Blarasin M; Bécher Quinodóz F; Prámparo S; Cabrera A.



EVALUACIÓN DEL ORIGEN DE NITRATOS MEDIANTE CÁLCULO DE MEZCLAS ISOTÓPICAS ($\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$) PARA DEFINIR APORTES DE DIFERENTES FUENTES. AZUA (REPÚBLICA DOMINICANA) **429**

Ramírez, A; Rodríguez, Y; Bautista, J; Blarasin, M; Cabrera, A; Bécher Quinodoz, F.

EFFECTOS DE LA CONTINENTALIDAD Y LA ALTITUD SOBRE LA COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LAS PRECIPITACIONES EN EL SUR DE CÓRDOBA **437**

Cabrera A; Pascuini M; Bécher Quinodóz F; Blarasin M. y Prámparo S.



ACTAS DE LA VII REUNIÓN ARGENTINA DE GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE (VII RAGSU)

PRÓLOGO

Las Reuniones Argentinas de Geoquímica de la Superficie (RAGSU) constituyen un espacio científico consolidado que, desde 2009, se celebra regularmente cada dos o tres años en distintas sedes del país, incluyendo Córdoba, Bahía Blanca, Mar del Plata, Puerto Madryn, La Plata, Bariloche y Río Cuarto. Su organización ha estado a cargo de grupos de investigación destacados en la temática, lo que ha garantizado la calidad académica y el crecimiento sostenido de la comunidad dedicada a la geoquímica de la superficie.

La VII Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (VII RAGSU) se llevó a cabo entre el 26 y el 28 de noviembre de 2025 en la ciudad de Río Cuarto (Córdoba), teniendo como sede al Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto. El objetivo central del encuentro fue difundir los avances científicos más recientes en este campo, tanto a nivel nacional como internacional, abarcando un amplio espectro de líneas de investigación: geoquímica sedimentaria, pedológica, hidrológica, hidrogeológica, marina, atmosférica, ambiental, isotópica, biogeoquímica y experimental.

Este tipo de reuniones, en las que se presentan y debaten resultados vinculados a la geoquímica de ambientes de baja temperatura y presión (propios de condiciones exógenas), resultan altamente significativas y beneficiosas para los grupos de profesionales que trabajan en estas temáticas, tanto en nuestro país como en el extranjero. La difusión de resultados científicos y la discusión entre pares constituyen instancias de retroalimentación y de intercambio de experiencias que fortalecen el diseño de nuevas actividades y consolidan el campo de acción de la disciplina. Asimismo, estos espacios fomentan el desarrollo de futuras líneas de investigación con enfoques interdisciplinarios y colaborativos, en los que participan geólogos, biólogos, químicos, oceanógrafos, hidrólogos, agrónomos, ingenieros ambientales, geoquímicos, meteorólogos, físicos y profesionales de la salud.

A lo largo de sus siete ediciones, las RAGSU han contado con una participación promedio de alrededor de 100 asistentes (profesionales, docentes, investigadores y estudiantes de grado y posgrado), lo que refleja la consolidación de este encuentro en la comunidad científica. En la VII edición, realizada en modalidad virtual, se favoreció la inclusión de aquellos colegas que, por distintas razones, no pudieron trasladarse a Río Cuarto, y se



posibilitó también la participación activa de investigadores extranjeros, ampliando así el alcance y la riqueza de los debates.

El presente volumen reúne las contribuciones presentadas durante la VII RAGSU, las cuales fueron sometidas a evaluación por especialistas en la temática. Confiamos en que estas Actas constituyan un valioso testimonio del dinamismo de la comunidad de geoquímica de la superficie y un aporte significativo para el desarrollo de investigaciones futuras y la interacción entre grupos de trabajo e instituciones.

El Comité Organizador de la VII RAGSU

Departamento de Geología

Universidad Nacional de Río Cuarto



AGRADECIMIENTOS

La organización de la VII Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (VII RAGSU) desea expresar su más sincero agradecimiento a todas las personas e instituciones que hicieron posible la realización de este encuentro.

En primer lugar, agradecemos a las y los autores de los trabajos presentados, cuyo esfuerzo y compromiso constituyen el eje central de esta reunión. Extendemos también nuestro especial agradecimiento al Comité Científico, que llevó adelante con dedicación y seriedad el proceso de evaluación de las contribuciones, garantizando la calidad académica de estas Actas.

Nuestro reconocimiento se hace extensivo al Comité Organizador, al Departamento de Geología y al personal docente y no docente de la Universidad Nacional de Río Cuarto, quienes aportaron su tiempo, esfuerzo y apoyo técnico y administrativo para el desarrollo de las actividades. Su labor fue clave para concretar la reunión en un contexto de marcadas limitaciones presupuestarias, garantizando que la VII RAGSU pudiera llevarse a cabo con éxito a pesar del difícil contexto de financiamiento nacional para la ciencia.

Finalmente, valoramos el compromiso de todas y todos los participantes (profesionales, docentes, investigadores y estudiantes), cuya activa intervención en conferencias, presentaciones orales, posters y debates enriqueció la calidad científica y el espíritu colaborativo de la reunión.

A todas y todos, nuestro más profundo agradecimiento por contribuir al crecimiento de la comunidad de geoquímica de la superficie y al fortalecimiento de este espacio de intercambio y construcción colectiva.

El Comité Organizador de la VII RAGSU

Departamento de Geología

Universidad Nacional de Río Cuarto

CONFERENCIAS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



¿PUEDEN ESTIMARSE CON MÁS PRECISIÓN LOS ORÍGENES DE COMPUESTOS DE N MODELANDO MEZCLAS DE AGUA CON APOYO ISOTÓPICO?

Dra. Mónica Blarasin

Profesora Consulta. Dpto. Geología. FCEFQyN. UNRC

La sustentabilidad en el uso del agua subterránea está basada en conocer los circuitos de flujo y posibles conexiones entre las diferentes capas acuíferas, comprender la composición química del agua y posibles mezclas, respetando las tasas de renovación del agua. Esto puede investigarse con técnicas tradicionales e isotópicas (isótopos estables y radiactivos) que permiten avanzar en el conocimiento del origen, fuente de recarga, conexiones hidráulicas entre sistemas hidrológicos, edad del agua y procesos de contaminación, como base para mejorar la gestión de acuíferos.

El objetivo de esta presentación es mostrar la problemática del agua subterránea en Córdoba y las estrategias de modelación de mezclas mediante modelación numérica apoyada en isótopos, para definir con mayor precisión el origen de los contaminantes y su porcentaje de aporte a las mezclas.

En particular, se presentan casos de contaminación por nitratos a partir de los datos de isótopos estables de los elementos químicos que forman ese compuesto $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ (determinados en laboratorios de IAEA en el marco de un proyecto ARCAL (RLA 7021) o en Waterloo en el marco de los proyectos PICT de 2019 a 2023). Se parte del análisis geoquímico y se usa como base de comprensión del modelo geoquímico la estadística multivariada de componentes principales como sustento del modelo de mezcla. Para el cálculo de las proporciones de mezcla se probaron modelos basados en EMMA (End Member Mix Analysis), el código Phreeqc y Excel +Solver que dieron un muy alto porcentaje de correlación.

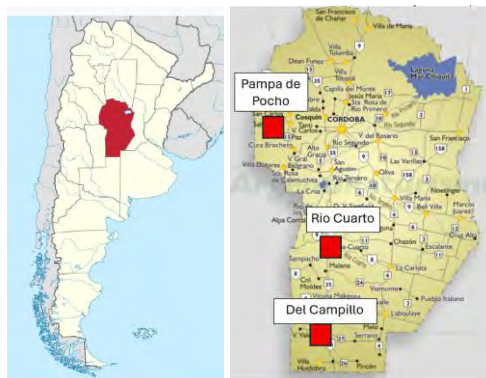


Figura 1. Mapa de Ubicación

Es importante tener en cuenta que los procesos de fraccionamiento de los compuestos de N pueden enmascarar la firma isotópica de la fuente debido a la mezcla de fuentes contaminantes y transformaciones geoquímicas, por eso la evaluación de modelos de



mezcla mejora la comprensión del análisis isotópico básico. Así, en el marco de las diferentes reacciones de transformación biogeoquímica del nitrógeno, se mostrarán los modelos de mezclas para los casos de Del Campillo, Pampa de Pocho y Río Cuarto (provincia de Córdoba, Fig. 1), donde se usaron los métodos mencionados, de los cuales se presenta un resumen sucinto.

Localidad de Del Campillo (Córdoba)

Se explica el modelo de mezcla de tipo cuaternario (4 “end members” o “miembros extremos” que darían origen a la mezcla de agua en cada perforación muestreada) y se requirió asistencia de inteligencia artificial (IA), Blarasin et al. (2025). para plantear ecuaciones de balance de masa y resolver la mezcla. Así, se desarrolló un modelo numérico de mezclas basado en los mencionados isótopos de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$, Fig 2a) para cuantificar las contribuciones de las fuentes potenciales en cada perforación. Las proporciones de mezcla se resolvieron mediante optimización numérica de tipo *GRG No Lineal* y ajustada a las proporciones de cada fuente para que la composición calculada de la mezcla se acerque lo máximo posible a los datos reales, minimizando las diferencias (residuos). El modelo fue optimizado utilizando la herramienta *Solver* de Microsoft Excel 365 (versión 16.0, motor de Frontline Systems, 2025) minimizando la diferencia entre los valores observados y los predichos por el balance de masa. *Solver* minimiza el error cuadrático entre valores observados y modelados. El modelo considera fuentes principales (“end members”) con valores isotópicos característicos y diferentes. Desde el punto de vista teórico, el modelo asume la conservación de la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ al momento de la mezcla. Las ecuaciones son:

- $\delta^{15}\text{N\_muestra} = f_1 \cdot \delta^{15}\text{N\_Fuente1} + f_2 \cdot \delta^{15}\text{N\_Fuente2} + \dots + f_n \cdot \delta^{15}\text{N\_FuenteN}$
- $\delta^{18}\text{O\_muestra} = f_1 \cdot \delta^{18}\text{O\_Fuente1} + f_2 \cdot \delta^{18}\text{O\_Fuente2} + \dots + f_n \cdot \delta^{18}\text{O\_FuenteN}$
- $\sum f_i = 1$ (balance de masas)

Para la validación se contó con el estudio geoquímico con otros trazadores, datos que pueden consultarse en Blarasin et al. (2020). En este delo de mezcla, el valor de proporciones halladas es el del momento del muestreo y puede cambiar en el tiempo, como en cualquier cálculo o modelo de contaminación. Además, asume “priors” o “proporciones antecedentes” iguales para los “end members” principales (materia orgánica (MO) de suelo, fertilizantes (F) y efluentes humanos/animales (Ef)) aunque



desde lo conceptual tales proporciones pueden cambiarse. Teniendo en cuenta los antecedentes de procesos geoquímicos del área (Blarasin et al., 2020) y referencias bibliográficas (Kendall & McDonnell, 2012) al nitrato procedente de la deposición atmosférica (At, cuarta fuente considerada) se le adjudicó sólo un 5% de peso mientras que, dado el escenario de contaminación urbano con alta carga de materia orgánica desde sistemas de saneamiento, se le adjudicó un 5% más que los restantes (es decir, 30% MO, 30% F, 35% Ef y 5% At). Se hace necesario tener caracterizados lo mejor posible los miembros extremos. En este trabajo fueron medidos fertilizantes y suelos, con excepción de deposición atmosférica y efluentes, que fueron consultados en múltiples referencias científicas, usándose finalmente valores reconocidos por otros autores (Kendall & McDonnell, 2012). Al usar los dos isótopos del nitrato, el modelo es más robusto (se reduce la incertidumbre) y se pueden identificar mejor los orígenes de la contaminación. Al utilizar *Solver*, se realizaron diferentes corridas considerando la incertidumbre de los datos medidos y los rangos de proporciones, lo que permitió variar los valores de los *end members* según los márgenes de error asociados a las mediciones/referencias científicas. Esto facilitó la verificación de posibles cambios en la solución matemática. Dado que no se observaron variaciones significativas, se optó por mantener los valores originales medidos o aquellos valores típicos reportados en la literatura. *Solver* aplica restricciones para garantizar el balance de masas (que deben ser introducidas en el modelo) y minimiza el error cuadrático medio mediante un proceso iterativo. Aunque el programa permite realizar miles de iteraciones en casos donde el modelo no converge, en este estudio la solución se alcanzó en pocos segundos con solo 100 iteraciones, demostrando una convergencia rápida y eficiente. Si los valores iniciales están cerca de la solución y se obtienen errores casi nulos, se demuestra en forma práctica la exactitud de la solución. En este caso, los errores fueron muy bajos (del orden de 10^{-12} a 10^{-15}). Los resultados en del Campillo muestran (Figura 2b) que en casi todos los casos hay aporte de MO del suelo (30 a 70 %), que todas las muestras tienen N derivado de efluentes del saneamiento, constituyendo en un caso el 90 % del total, la procedencia de fertilizantes es casi inexistente y la atmosférica es muy baja (hasta 10 %).

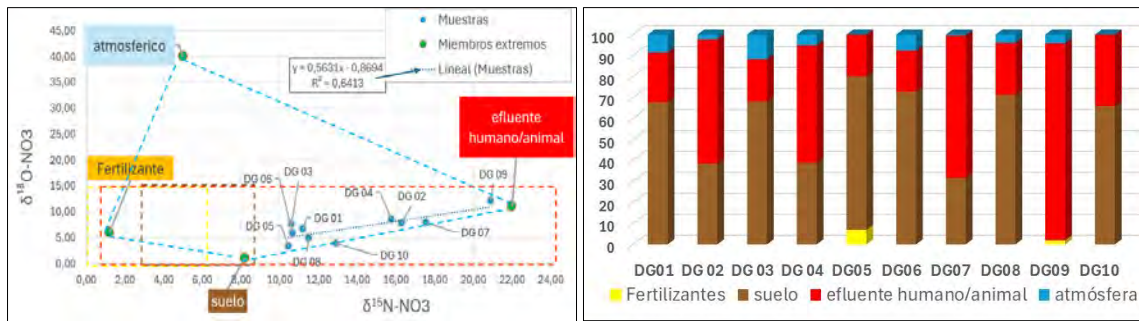


Figura 2a. Diagrama isotópico $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ 2b. Porcentaje de aporte de cada fuente.

Rio Cuarto (Córdoba)

Se evaluó la dinámica del agua y la contaminación por nitratos del sistema acuífero libre de la ciudad y alrededores, utilizando isótopos del agua ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) y del nitrato ($\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$, Fig.3a, Blarasin et al., 2021) en forma conjunta con técnicas químicas convencionales y modelado de mezclas, para determinar las áreas de recarga e identificar el origen principal de la contaminación por nitrato. Los valores isotópicos de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ del agua subterránea son más enriquecidos en la ciudad de Río Cuarto que en el piedemonte y la sierra, lo que indica recarga local para dos de las baterías de los pozos municipales localizadas en la propia ciudad. El modelo de mezcla usado se basó en el conocimiento de la marca isotópica de los compuestos originales: residuos antropogénicos (fecas), fertilizantes y materia orgánica del suelo, pudiendo definir en qué porcentaje cada uno de ellos influyó en los nitratos hallados en cada perforación. Los valores de $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ y el modelo de mezcla, mostraron que la fuente dominante de contaminación por NO_3^- en el área urbana son los sistemas de saneamiento in situ, mientras que en el área periurbana se origina principalmente de desechos animales (hasta 70 % de aporte de esta fuente en algunas muestras (Fig. 3b). Los valores más altos de

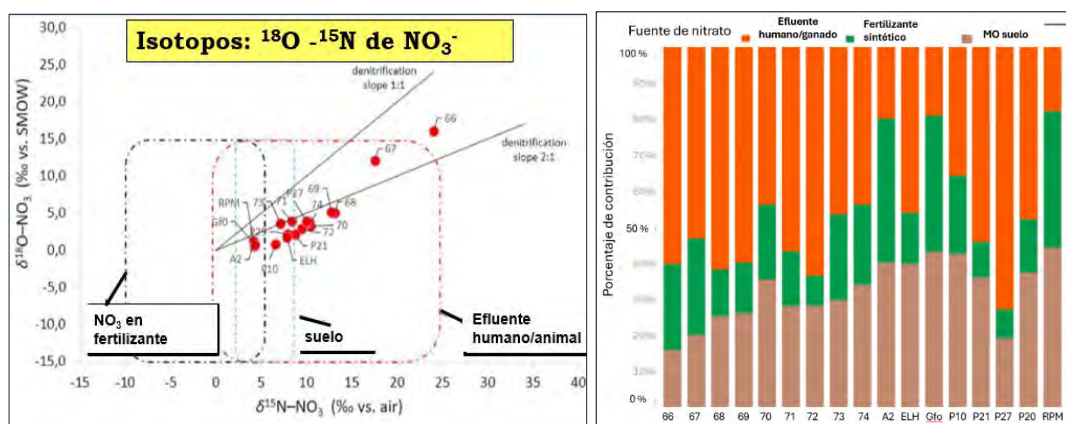


Figura 3a. $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ del NO_3 . 3b. Porcentajes de cada contaminante



$\delta^{15}\text{N-NO}_3$ se correlacionaron con valores bajos de OD, lo que indica la ocurrencia de procesos de desnitrificación en algunos lugares, por llegada de MO. Los valores de NO_3 en el sector rural pudieron atribuirse fundamentalmente a la aplicación de fertilizantes y procesos de nitrificación posteriores, hasta 40 % en el río Cuarto. En todos se detectó entre 15 y 40 % de llegada de MO del suelo. Las baterías de pozos municipales de suministro mostraron buena calidad de agua (agua dulce de baja concentración de nitratos) dada la alta conductividad hidráulica del acuífero que logra diluir los contaminantes. Los resultados son útiles para mejorar la gestión del agua por parte de los administradores locales que corrientemente solicitan información a la INRC.

Pampa de Pocho (Córdoba)

Se realizó un estudio hidrogeológico, geoquímico e isotópico en la llanura "Pampa de Pocho", una paleosuperficie relictica rellena de sedimentos neógenos, actualmente sometida a actividades agrícolas. El análisis de los datos permitió interpretar que la composición química de las aguas subterráneas en la Llanura de la Pampa de Pocho está influenciada por factores morfolitológicos e hidráulicos. Los cambios intensivos en el uso de la tierra, especialmente a fines de la década de 1990, han llevado a conservar solo parches aislados de la flora original. Si bien los niveles de contaminación de agua subterránea no son tan pronunciados como los observados en la llanura pampeana oriental de la provincia de Córdoba, esta llanura elevada en las sierras ya muestra signos de degradación del recurso. Los resultados indican que el 60 % de las muestras de agua subterránea superan los valores de fondo natural regional para NO_3^- y el 16,6 % de las muestras superan el límite establecido a nivel mundial de NO_3^- en el agua utilizada para el consumo humano.

El enfoque isotópico dual, que involucra $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ de nitrato (Fig. 4a, Becher Quinodoz, 2024), junto con el análisis geoquímico, ha demostrado ser eficaz para dilucidar los procesos geoquímicos que influyen en las especies de nitrógeno. Aunque todos los agricultores usan fertilizantes de amonio, las muestras con esa firma isotópica típica no se encuentran en la posición esperada del campo de fertilizantes en el diagrama isotópico clásico (Kendall & McDonnell, 2012), sino que se desplazan hacia el campo de residuos orgánicos/suelo. Esta situación puede estar condicionada por la mezcla de diferentes fuentes. Además, puede verse influenciado por la volatilización de NH_3 causada por la hidrólisis de la urea en el suelo, lo que da como resultado sustratos de NH_4^+ enriquecidos isotópicamente. Estos sustratos, junto con los iones NH_4^+ de otros



fertilizantes y materia orgánica del ganado, y eventualmente de las letrinas, sufren nitrificación durante su tránsito al acuífero. Solo cinco muestras más fraccionadas sugieren la posibilidad de una ligera desnitrificación, que puede ocurrir en la superficie en áreas de actividad ganadera local con especies de N de isótopos más pesados, que luego transitarán al acuífero y serán nitrificadas. Si el acuífero se ve afectado por la llegada de materia orgánica, donante de electrones, la presencia de valores de OD más bajos puede generar una desnitrificación parcial.

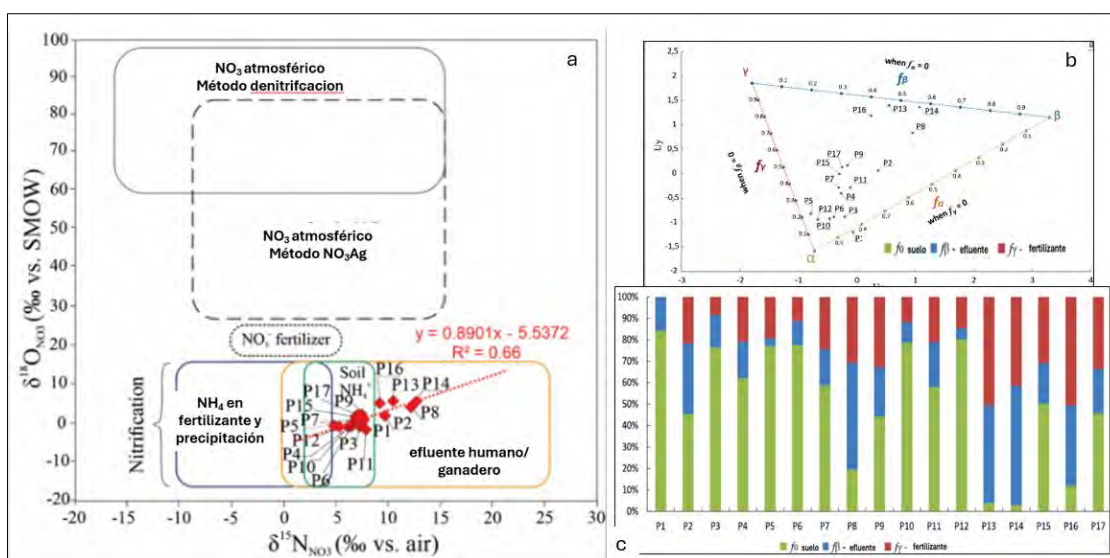


Figura 4 a. ^{15}N vs ^{18}O del NO_3 . 4b. Triángulo de mezcla. 4c. Porcentaje de cada fuente

Para comprender mejor el origen y los procesos, se utilizaron firmas isotópicas de materia orgánica del suelo, fertilizantes y estiércol, que se consideraron como “end members” o miembros finales. Así, los cálculos indican que el NO_3^- proveniente de materia orgánica del suelo aún prevalece en la llanura de Pampa de Pocho (hasta el 80% en algunas muestras). Sin embargo, todas las muestras exhiben la presencia de nitratos derivados de fertilizantes, particularmente aquellos con una composición más enriquecida, a menudo en mezclas variables con materia orgánica local de fuentes naturales o cría extensiva/intensiva de animales (del orden del 50% para cada fuente). A pesar de esto, los altos valores de oxígeno disuelto en el acuífero que definen un ambiente aeróbico y los valores encontrados de $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$ indican que los procesos de nitrificación son dominantes en el acuífero estudiado. El escenario de contaminación se validó con mezclas calculadas con modelación inversa, encontrando resultados similares (Becher Quinodoz et al., 2024). El estudio demuestra la ausencia general de procesos de atenuación (como la desnitrificación) que pueden reducir la concentración de nitratos en



todo el flujo de agua subterránea. Por lo tanto, la estrategia para reducir la concentración de nitratos en el acuífero es disminuir la carga derivada de fertilizantes y estiércol, para mitigar parcialmente el impacto agrícola en una llanura que estaba bien conservada pero que se ha incorporado a la deforestación y las prácticas agrícolas en las últimas décadas.

Referencias

Becher Quinodoz, F. ., Cabrera, A., Blarasin, M., Matteoda, E., Pascuini, M., Prámparo, S., & Giacobone, D. (2024). Chemical and isotopic tracers combined with mixing models for tracking nitrate contamination in the Pampa de Pocho aquifer, Argentina. *Environmental Research*, 259, 119571.

Blarasin, M., Cabrera, A., Matiatos, I., Quinodóz, F. B., Albo, J. G., Lutri, V., & Panarello, H. (2020). Comparative evaluation of urban versus agricultural nitrate sources and sinks in an unconfined aquifer by isotopic and multivariate analyses. *Science of the Total Environment*, 741, 140374.

Blarasin, M., Matiatos, I., Cabrera, A., Lutri, V., Giacobone, D., Quinodoz, F. B., . & Albo, J. G. (2021). Characterization of groundwater dynamics and contamination in an unconfined aquifer using isotope techniques to evaluate domestic supply in an urban area. *Journal of South American Earth Sciences*, 110, 103360.

Blarasin M. , Bécher Quinodóz F. , Prámparo S. , Cabrera A. (2025). Mezcla de agua subterránea: definición de contribuciones de fuentes contaminantes incluyendo aporte atmosférico. VII Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie.

Kendall, C., & McDonnell, J. J. (Eds.). (2012). *Isotope tracers in catchment hydrology*. Elsevier.



PLAGUICIDAS EN EL AMBIENTE: ESTUDIOS EN SISTEMAS AGRÍCOLAS DE ARGENTINA

PESTICIDES IN THE ENVIRONMENT: STUDIES IN ARGENTINE AGRICULTURAL SYSTEMS

Ingeniera Agrónoma (Dra.) Virginia Aparicio

INTA / CONICET, Argentina

La intensificación agrícola en Argentina ha ido acompañada de una mayor y más diversa aplicación de plaguicidas, con detección de residuos y metabolitos en múltiples matrices (agua subterránea y de consumo, suelos y material particulado, polvo doméstico) y en compartimentos biológicos (plantas cultivadas, animales y humanos). Esta exposición es múltiple, crónica y simultánea, y exige actualización normativa, ampliación de programas de vigilancia e integración entre investigación pública, salud pública y gestión ambiental para diseñar respuestas y estrategias de transición a sistemas menos dependientes de insumos químicos (Mark et al., 2024; Alaoui et al., 2024; Santos, 2025).

Agua subterránea y de consumo humano.

En la región pampeana, estudios recientes muestran contaminación difusa en fuentes de agua destinadas a consumo: en relevamientos regionales se detectaron plaguicidas en una elevada proporción de pozos privados y públicos, siendo atrazina, metolaclor e imidacloprid los más frecuentes; un porcentaje de muestras de pozos privados superó los límites europeos para moléculas individuales (Aparicio et al., 2024).

En Córdoba, investigaciones sobre acuíferos profundos (>100 m) documentaron 22 moléculas sintéticas, incluyendo AMPA con 4.93 µg/L, lo que confirma la vulnerabilidad de reservas consideradas “protegidas” y el transporte vertical a gran profundidad (Cabrera et al., 2024).

Suelos y material particulado (PM10).

Glifosato y AMPA persisten en suelos agrícolas y se distribuyen en profundidad, constituyendo un reservorio para absorción por cultivos o movilización (Santos, 2025). Caminos rurales sin pavimentar emiten mucho más PM10 que suelos cultivados (~4711 g·ha⁻¹·año⁻¹ frente a ~11 g·ha⁻¹·año⁻¹). El PM10 está enriquecido en residuos: se detectaron glifosato (hasta ~639 µg/kg) y AMPA (hasta ~7.228 µg/kg), con hasta 13 moléculas en la fracción respirable, lo que implica exposición inhalatoria relevante para poblaciones rurales (Ramírez et al., 2021).

**Ambientes domésticos.**

El polvo domiciliario funciona como reservorio de plaguicidas y vía de exposición no ocupacional. En estudios urbanos se detectaron hasta 41 de 49 compuestos buscados, y en viviendas rurales de trabajadores agrícolas entre 25 y 121 plaguicidas, con >30 residuos en una sola muestra; glifosato, AMPA y piretroides fueron prevalentes (Navarro et al., 2023; Aparicio et al., 2024; Alaoui et al., 2024).

Humanos y Animales

Estudios nacionales e internacionales documentan exposición simultánea a múltiples plaguicidas en orina, plasma y polvo doméstico, con detección de metabolitos como AMPA y sustancias de elevada preocupación (endocrinas, neurotóxicas y carcinogénicas). La recurrencia de mezclas y la presencia de metabolitos dificultan atribuir efectos a una sola molécula, lo que resalta la necesidad de biomonitoreo sistemático y estudios longitudinales (Alaoui et al., 2024; Aparicio et al., 2024).

Se ha reportado la presencia de plaguicidas en fauna silvestre y acuática, con efectos potenciales sobre la biodiversidad y la cadena trófica (Alaoui et al., 2024; Mark et al., 2024).

Vegetales.

El monitoreo de campo en cultivos del sudeste bonaerense mostró residuos en órganos de consumo, provenientes del contenido residual de plaguicidas en suelo (Santos, 2025):

- Zanahoria: GL+AMPA equivalentes al 12% del LMR, con un lote que alcanzó 84%, dominado por AMPA.
- Maíz dulce: atrazina hasta ~2% del LMR, sin detección de GL/AMPA.
- Lechuga: atrazina hasta ~10% del LMR.
- Girasol/rastrojos: acumulación de GL y AMPA, con riesgo de transferencia a cultivos sucesivos.

Prácticas agrícolas.

Argentina aplicó 241.519 toneladas de plaguicidas en 2021 (FAO). A nivel de campo, en un estudio multinacional se documentó que se emplean entre 2 y 25 ingredientes activos por cultivo, con intensidades máximas en papa y mínimas en avena. Se identificaron oportunidades de reducción mediante monitoreo de plagas, rotaciones, variedades resistentes y sustitución de sustancias peligrosas (Mark et al., 2024).



Síntesis y perspectivas.

La evidencia muestra una exposición múltiple a plaguicidas en agua, suelo, aire, polvo, alimentos, humanos y animales en Argentina. Estos resultados subrayan la necesidad de: a) Vigilancia integrada de plaguicidas y metabolitos en agua, aire, polvo y biomonitorio humano y animal; b) Priorización de sustancias de mayor preocupación para orientar sustituciones y regulación; c) Escalamiento de monitoreos de campo y promoción de prácticas agrícolas menos dependientes de insumos químicos; d) Fortalecimiento institucional mediante actualización normativa, transparencia en registros y extensión técnica.

Palabras clave: Plaguicidas; contaminación ambiental; agua subterránea; material particulado; polvo doméstico; biomonitorio; cultivos; Argentina.

Referencias

Alaoui, A., et al. (2024). Identifying pesticides of high concern for ecosystem, plant, animal, and human health: A comprehensive field study across Europe and Argentina. *Science of the total environment*

Aparicio et al. (2025). Pesticide contamination in indoor home dust: A pilot study of non-occupational exposure in Argentina. *Environmental Pollution*

Aparicio et al. (2024). Pesticide pollution in Argentine drinking water: A call to ensure safe access (*Environmental Challenges*)

Cabrera et al. (2024). Intensive agriculture, a pesticide pathway to >100 m deep groundwater below dryland agriculture, Cordoba Pampas, Argentina (*Journal of Hydrology*).

Mark, J., et al. (2024). Selected farm-level crop protection practices in Europe and Argentina: Opportunities for moving toward sustainable use of pesticides. *Journal of Cleaner Production*

Navarro et al. (2023). Occurrence of pesticide residues in indoor dust of farmworker households across Europe and Argentina. *Science of the Total Environment*

Mas et al. (2020). Pesticides in water sources used for human consumption in the semiarid region of Argentina (*SN Applied Sciences*).

Navarro et al. (2024). Assessing pesticide residues occurrence and risks in water systems: A Pan-European and Argentina perspective. *Water Research*



Peluso et al. (2024). Impacts of cattle management and agricultural practices on water quality through different approaches: physicochemical and ecotoxicological parameters. Environmental Science and Pollution Research

Ramírez Haberkon et al. (2021). First evidence of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in the respirable dust (PM10) emitted from unpaved rural roads of Argentina. Science of the Total Environment

Santos, D. H. (2025). Absorción radical y translocación de residuos de herbicidas y productos de degradación presentes en el suelo en cultivos de consumo directo e industrial (Avance de tesis doctoral, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP).



COMPOSICIÓN DE ISÓTOPOS ESTABLES EN CARBONATOS PEDOGENÉTICOS COMO PROXY PALEOAMBIENTAL

Bouza, Pablo José¹.

Instituto Patagónico de Geología y Paleontología - CONICET

bouza@cenpat-conicet.gob.ar

Los carbonatos pedogenéticos se forman en regiones con un déficit hídrico, generalmente donde la precipitación es inferior a 1000 mm año⁻¹. A menudo se conservan en paleosuelos y, por lo tanto, son un indicador paleoambiental de las condiciones climáticas y ecológicas continentales. El propósito de esta charla es revisar las composiciones isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$ en carbonatos pedogenéticos (cp) del NE del Chubut con el fin de estimar las condiciones paleoecológicas y de paleotemperaturas, respectivamente. La composición $\delta^{13}\text{C}_{\text{cp}}$ está controlada por el CO_2 en los gases del suelo, cuya composición isotópica está a su vez asociada a la proporción de plantas C3 y C4 en el ecosistema local, mientras que la composición $\delta^{18}\text{O}_{\text{cp}}$ está controlada por la composición $\delta^{18}\text{O}$ del agua del suelo, que está relacionada con el agua de precipitación (p) local y ésta a su vez con la temperatura. Para esta última relación se utiliza la base de datos de isótopos en aguas de precipitación del Organismo Internacional de Energía Atómica/Organización Meteorológica Mundial (IAEA/WMO 2025), con el fin de inferir paleotemperaturas en carbonatos paleopedológicos del NE del Chubut. Estas estimaciones pueden ser resueltas mediante relaciones temporales, es decir, en una región establecida (una estación o un conjunto de ellas) o mediante relaciones espaciales referidas a la base de datos mundial de la IAEA/WMO.

Esta base de datos está compuesta por registros mensuales provenientes de la red de estaciones colectoras distribuidas en todo el mundo. Es sabido que, para latitudes medias a altas, existe una muy buena relación entre la composición isotópica del oxígeno del agua de precipitación ($\delta^{18}\text{O}_{\text{p}}$) y la temperatura. Dado que el agua de precipitación se encuentra en equilibrio isotópico con los carbonatos pedogenéticos (cp) —un proceso de formación extremadamente lento—, la determinación de paleotemperaturas se basa en resolver un sistema de ecuaciones simultáneas. Este método combina, por un lado, las relaciones espaciales y temporales entre los isótopos de oxígeno del agua de precipitación ($\delta^{18}\text{O}_{\text{p}}$) y la temperatura media anual del aire (TMA) y, por otro, la ecuación de fraccionamiento isotópico que describe la incorporación de los isótopos de oxígeno del agua en la calcita pedogenética ($\delta^{18}\text{O}_{\text{cp}}$). Sin embargo, la determinación de la



paleotemperatura no es tan simple de resolver debido a que existen factores que regulan las variaciones de las composiciones $\delta^{18}\text{Op}$, además de la temperatura, como la latitud, la altitud, la cantidad de precipitación, la estacionalidad y la continentalidad.

Para esta presentación se muestra los valores de precipitación de la estación de Puerto Madryn como referente de relación temporal. Además, se seleccionaron más de 140 estaciones de la red IAEA/WMO ubicadas en latitudes entre 30 y 60° N y S, a menos de 200 km de la costa (lo cual resolvería aspectos de continentalidad) y a menos de 200 m s.n.m. (resolvería la influencia de la altitud) con registros mensuales simultáneos de Precipitaciones, $\delta^{18}\text{Op}$ y Temperatura del aire. A partir de estos datos se construyeron aproximaciones lineales a la relación temporal y espacial entre la Temperatura del aire y $\delta^{18}\text{Op}$ con y sin corrección por precipitación. La combinación de esta relación espacial con los valores de $\delta^{18}\text{Ocp}$ en Calcretes pedogenéticos desarrollados en depósitos libres de carbonatos plio–pleistocenos y pleistocenos, obtuvo valores de paleotemperaturas que sirven como cota inferior a la temperatura media anual bajo el supuesto que el $\delta^{18}\text{Op}$ precipitado ocurre en época de crecimiento de las plantas y del déficit hídrico (evapotranspiración), es decir, entre fines de invierno y principio de primavera.

Resta seguir modelando esta base de datos para otras paleogeografías, reconstruyendo, por ejemplo, paleolatitudes y paleoelevaciones, y mediante otros indicadores proxies, condiciones paleoecológicas y tipo de paleoclima.

Palabras clave: *Calcretes, isótopos estables en aguas de precipitación, relaciones espaciales y temporales, Patagonia Extra andina.*



BASALTOS Y DESCARBONIZACIÓN: EL ROL DEL ENHANCED ROCK WEATHERING EN LAS SOLUCIONES CLIMÁTICAS DEL FUTURO

Dr. Sergio A. Bea

Terradot Soil. Inc., San Francisco, CA, USA (<https://terradot.earth/>).

Eramine Sudamérica, Salta, Argentina (<https://eramine.eramet.com/en/>)

Las tecnologías de emisiones negativas (NET, por sus siglas en inglés), mediante las cuales el CO₂ es eliminado activamente de la atmósfera, son consideradas cada vez más esenciales para alcanzar el objetivo de limitar el calentamiento global a 1,5 °C por encima de las temperaturas actuales. La metodología de Enhanced Rock Weathering (ERW, de sus siglas en inglés) en áreas agrícolas ha surgido como una estrategia prometedora de eliminación de dióxido de carbono (CDR, Carbon Dioxide Removal).

El concepto que sustenta el ERW consiste en acelerar la meteorización de minerales silicatados, generalmente aplicando basaltos finamente molidos sobre suelos agrícolas. La meteorización de este material aumenta las concentraciones de cationes básicos (principalmente Ca y Mg) y el pH del agua del suelo, y en el proceso secuestra CO₂ en forma de bicarbonato disuelto.

Para que el CDR tenga lugar, estos cationes disueltos y las especies de bicarbonato asociadas deben ser transportados aguas abajo desde los horizontes del suelo hasta el acuífero subyacente, y de allí hacia los ríos y finalmente el océano, donde el almacenamiento del carbono es más duradero (Schuiling & Krijgsman, 2006; Kelleman & Matter, 2008).

El aumento de la meteorización se facilita habitualmente mediante la dispersión de rocas máficas o ultramáficas altamente meteorizables (por ejemplo, basalto) trituradas sobre campos agrícolas³. El ERW imita, pero acelera, los procesos naturales de secuestro geológico de CO₂, con la diferencia de que está diseñado para operar en una escala temporal relevante para la actividad humana (Beerlin et al. 2024; Hartmann et al. 2013). Los ensayos de campo (Beerlin et al. 2024; Larkin et al. 2022; Wang et al., 2024; Holden et al. 2024) y las proyecciones de modelos (Beerlin et al. 2020; Baek et al. 2023) han sugerido que el ERW podría alcanzar tasas de CDR del orden de gigatoneladas de CO₂ por año (Gt CO₂ a⁻¹) a escala global. Una contribución reciente (Buma et al. 2025) estimó que el potencial global de CDR asociado al ERW probablemente oscila entre 0,2 y 0,7 Gt CO₂ a⁻¹; sin embargo, las estimaciones individuales varían ampliamente, desde valores por debajo de cero hasta valores que superan las 5 Gt CO₂ a⁻¹, lo que genera una



incertidumbre considerable (Buma et al. 2025).

La documentación y predicción del CDR en suelos agrícolas durante la aplicación del ERW sigue siendo un enorme desafío, debido a la complejidad de los procesos físicos y biogeoquímicos en los suelos. Las tasas de infiltración, evaporación y transpiración, la respiración autótrofa y heterótrofa del suelo, la aplicación de fertilizantes y la nitrificación, así como la absorción y exudación de solutos por las raíces, junto con las reacciones de adsorción e intercambio, complican la cuantificación y predicción del ERW a escala de campo (Deng et al. 2023). Sin embargo, esta metodología no deja de ser atractiva incluso por los co-beneficios agronómicos (p.ej., aporte de nutrientes y mitigación de la acidificación del suelo).

Las tasas de meteorización in situ en el entorno edáfico son altamente variables debido a la naturaleza compleja de las reacciones biogeoquímicas en la matriz del suelo y sus interacciones con los minerales de los basaltos aplicados (Deng et al. 2023). Además, las limitaciones de transporte impuestas por la textura y estructura del suelo constituyen una restricción importante en las tasas de reacción alcanzables (Deng et al. 2023; Amann et al. 2020). En conjunto, estos procesos interrelacionados dificultan la predicción y cuantificación del CDR real generado por el ERW.

Referencias Bibliográficas

- 1 Schuiling, R. D., & Krijgsman, P. (2006). Enhanced weathering: An effective and cheap tool to sequester CO₂. *Climatic Change*, 74(1–3), 349–354. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-9025-7>
- 2 Kelemen, P., & Matter, J. (2008). In situ carbonation of peridotite for CO₂ storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(45), 17295–17300. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805794105>
- 3 Beerling, D. J., et al. (2024). Enhanced weathering in the U.S. Corn Belt delivers carbon removal with agronomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121, e2319436121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2319436121>
- 4 Hartmann, J., et al. (2013). Enhanced chemical weathering as a geoengineering strategy to reduce atmospheric carbon dioxide, supply nutrients, and mitigate ocean acidification. *Reviews of Geophysics*, 51(2), 113–149. <https://doi.org/10.1002/rog.20004>
- 5 Larkin, C. S., et al. (2022). Quantification of CO₂ removal in a large-scale enhanced weathering field trial on an oil palm plantation in Sabah, Malaysia. *Frontiers in Climate*, 4, 959229. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.959229>



- 6 Wang, F., et al. (2024). Wollastonite powder application increases rice yield and CO₂ sequestration in a paddy field in Northeast China. *Plant and Soil*, 502(1–2), 589–603. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06699-9>
- 7 Holden, F. J., et al. (2024). In-field carbon dioxide removal via weathering of crushed basalt applied to acidic tropical agricultural soil. *Science of The Total Environment*, 955, 176568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176568>
- 8 Beerling, D., et al. (2020). Potential for large-scale CO₂ removal via enhanced rock weathering with croplands. *Nature*, 583(7815), 242–248. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2448-9>
- 9 Kantzas, E. P., et al. (2022). Substantial carbon drawdown potential from enhanced rock weathering in the United Kingdom. *Nature Geoscience*, 15, 382–389. <https://doi.org/10.1038/s41561-022-00940-0>
- 10 Baek, S. H., et al. (2023). Impact of climate on the global capacity for enhanced rock weathering on croplands. *Earth's Future*, 11, e2023EF003698. <https://doi.org/10.1029/2023EF003698>
- 11 Buma, B., et al. (2025). Expert elicitation on agricultural enhanced weathering highlights CO₂ removal potential and uncertainties in loss pathways. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-7040857/v1>
- 12 Deng, H., et al. (2023). The environmental controls on efficiency of enhanced rock weathering in soils. *Scientific Reports*, 13, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-41335-0>
- 13 Amann, T., et al. (2020). Enhanced weathering and related element fluxes – A cropland mesocosm approach. *Biogeosciences*, 17(1), 103–119. <https://doi.org/10.5194/bg-17-103-2020>

Eje temático 1

GEOQUÍMICA AMBIENTAL



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



GEOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN MEDIO FRACTURADO EN LA ZONA SERRANA “EL PARADOR DE LA MONTAÑA” (CÓRDOBA)

GROUNDWATER GEOCHEMISTRY IN A FRACTURED ROCK ENVIRONMENT IN THE MOUNTAINOUS AREA OF “PARADOR DE LA MONTAÑA” (CÓRDOBA)

Cabrera, Adriana¹; Becher Quinodoz, Fátima^{1,2}; Prámparo, Santiago^{1,2}; Blarasin, Mónica¹; Schroeter, German^{1,2}; Pascuini, Miguel^{1,2}; Matteoda, Edel¹; Giacobone, Daniela^{1,2}; Lutri, Verónica^{1,2}; Sagripanti, Guillermo¹; Felizzia, Juan¹

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. acabrera@exa.unrc.edu.ar

Resumen

Ante el crecimiento de la comuna serrana “El Parador de la Montaña”, se evaluó la problemática del abastecimiento de agua, agravada en años secos. Actualmente, el suministro sufre cortes prolongados durante los períodos turísticos. Se realizó un estudio hidrogeológico para identificar nuevas fuentes de abastecimiento. El acuífero de baja productividad ($K: 10^{-2}$ - 10^{-5} m/d, p_e 0,005 %) está constituido por rocas metamórficas fracturadas. El agua subterránea es dulce y bicarbonatada cálcica, apta para consumo humano, aunque algunas captaciones presentan leve degradación por llegada de efluentes animales. Las mejores aptitudes se observan en perforaciones sobre cauces y vertientes orientales. El análisis estadístico de datos químicos, y cálculos geoquímicos permiten asumir que los procesos geoquímicos que definen la composición del agua son principalmente el aporte atmosférico y la meteorización de plagioclasas, quedando los procesos de intercambio catiónico subordinados. La recarga anual estimada (12.000 m³) sugiere sustentabilidad del recurso si se gestiona adecuadamente.

Palabras clave: Geoquímica, Acuífero fisurado, Abastecimiento, Comuna serrana.

Introducción

En varias localidades serranas de Córdoba, el abastecimiento de agua potable representa un desafío creciente, especialmente en contextos de expansión poblacional y presión turística estacional. Tal es el caso de “El Parador de la Montaña”, ubicado en la Sierra Chica, donde el recurso hídrico disponible resulta cada vez más insuficiente frente a la demanda. Esta situación se ve agravada durante los meses de mayor afluencia turística y en ciclos secos como el 2020-2023, con interrupciones prolongadas en el suministro que afecta a la calidad de vida de la población. Actualmente, el sistema de abastecimiento se



basa en una perforación, limitada tanto en caudal como en disponibilidad continua. En este contexto, la Cooperativa local solicitó asesoramiento a la UNRC para la realización de un estudio hidrogeológico que permita evaluar el potencial del acuífero local y definir alternativas sostenibles de captación y gestión del recurso subterráneo. La zona de estudio (~1.000 ha), que incluye a la comuna y alrededores (Fig. 1), se ubica en el Dpto. Calamuchita, en Córdoba, Argentina. La población estable es de 400 hab., aumentando en los períodos de mayor demanda turística a ~600 hab. En este contexto de acuíferos fracturados, el análisis geoquímico adquiere particular relevancia, ya que la circulación del agua está condicionada por la presencia de discontinuidades geológicas y la interacción con las rocas predominantes. La geoquímica es clave para identificar recarga, procesos de evolución del agua en el subsuelo y anticipar posibles problemáticas asociadas a la calidad. Por lo tanto, el enfoque integrado hidrogeológico e hidrogeoquímico resulta fundamental para la toma de decisiones en torno a nuevas perforaciones, protección de fuentes y gestión sostenible del recurso. El objetivo del estudio es analizar las características hidrogeológicas y aquellas geoquímicas del agua en el medio fracturado, para el conocimiento de



Figura 1. Mapa de ubicación.

base que es útil para la gestión del agua comunitaria.

Materiales y Métodos

Se analizaron Hojas Geológicas y topográficas IGN e imágenes satelitales. Se realizó el análisis estadístico descriptivo de la serie meteorológica El Parador-CRU (1901-2023) (Cabrera et al., 2023). A campo se efectuó el control geológico y de uso del territorio. Se ejecutaron sondeos eléctricos verticales (SEV) para estimar características litológicas y potencialidades acuíferas. El grado de fracturamiento observado, permitió estimar conductividad hidráulica (K) y porosidad específica (pe) del acuífero. Se recopilieron datos del diseño de los pozos, se midieron profundidades del nivel freático, con sonda piezométrica Solinst y parámetros de calidad con sonda multiparamétrica Hanna: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE), salinidad del agua (SDT). Se recolectaron



muestras (17 subterránea y 2 superficiales) en botellas PET. Los análisis físico-químicos se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica-UNRC, según técnicas convencionales (APHA, 2017). Se determinaron: CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NO_3^- , F^- y As. Se valoró la posible recarga al acuífero lo que permitió estimar reservas reguladoras. Se elaboraron mapas y gráficos hidrodinámicos e hidrogeoquímicos (de SDT, iones de interés, Stiff y Piper (Diagrammes V6.77)). Se realizaron análisis estadísticos uni, bi y multivariado (componentes principales-CP) de los resultados químicos. Se clasificaron las aguas según su aptitud para consumo humano según el Código Alimentario Argentino (CAA) y la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APHRI) Córdoba. Toda la cartografía fue generada utilizando el QGIS 3.22.12. Finalmente se elaboró un informe técnico para la Cooperativa.

Resultados

Clima y posibilidades de recarga al acuífero

El clima de la zona es subhúmedo seco, con una precipitación media anual (722 mm) que iguala a la evapotranspiración real. Si bien desde 1971 han predominado años más húmedos, desde 2020 comenzó un nuevo ciclo seco, destacándose 2023 con sólo 285 mm de lluvia. El balance hídrico muestra déficit predominante, aunque algunos meses presentan excesos (promedio 83 mm), de los cuales se estima que un 70 % escurren y sólo 30 % se infiltran para recargar el acuífero. Se destaca la ausencia de excesos de agua a partir de abril del 2020, es decir que la zona llevaba al momento del muestreo, casi 3 años sin que se produzca recarga al acuífero y a los cuerpos de aguas superficiales, lo que condujo al descenso gradual y continuo de los niveles de agua en los arroyos (secos al momento del muestreo), y del nivel freático cuyo descenso ha afectado seriamente a los sistemas de captación de agua.

Geología y geomorfología

El área se ubica en la Sierra Chica, en donde predominan rocas metamórficas diferencialmente fracturadas (especialmente los metros superiores, más expuestos a meteorización) (Fig. 2). Realizado un análisis cualitativo de dirección, intensidad y entrecruzamiento de fracturas a partir de imágenes se destacan sectores en los que se localizan fracturas o fallas importantes y/o entrecruzamientos, tal como se observa en los cauces de los arroyos principales y confluencias. Si bien en la zona domina la roca aflorante o subaflorante, los pequeños valles, están rellenos por depósitos (< 10 m) de



arenas muy finas-limosas con gravillas, de origen aluvio-coluvial y eólicos.

Hidrogeología

El agua subterránea está alojada y circula por la roca fracturada, por lo que dada la gran heterogeneidad que presentan estos tipos de acuíferos, es muy difícil estimar el espesor saturado (dependiendo del grado y alcance de la fracturación). La capacidad de las rocas duras para suministrar agua depende de la

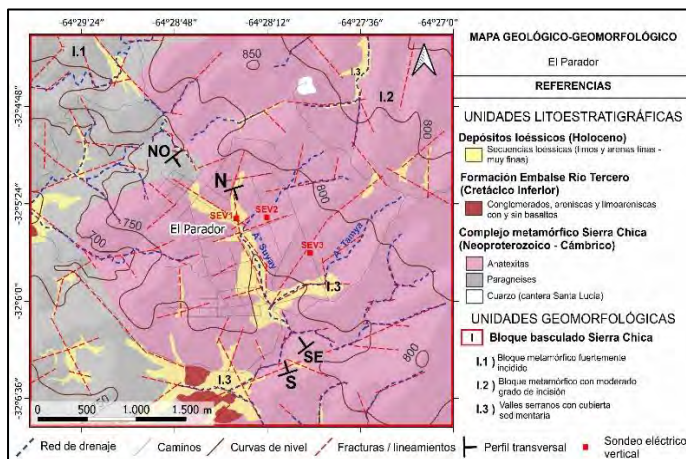


Figura 2. Mapa geológico-geomorfológico.

conectividad de las fracturas (tamaño, orientación y ancho). Las pocas fracturas de gran apertura son significativas para proporcionar la transmisividad general y las vías preferenciales a través del macizo rocoso. Sin embargo, una densidad de una fractura por metro, considerando el rango de apertura más frecuente de 0,01 a 0,05 mm (fracturas pequeñas), arroja valores de K de $\sim 10^{-8}$ a $\sim 10^{-6}$ m/s (Fernandes et al., 2023). Una perforación puede alcanzar fracturas de distinta jerarquía y contenido de agua. En base a datos antecedentes se asumen valores de K de 10^{-5} a 10^{-2} m/d (Pramparo, 2020) y de porosidad efectiva de $\sim 10^{-4}$ a 10^{-2} (Sanders, 1998). Los caudales extraídos son bajos a moderados (1.500 a 6.000 L/h), relacionados al tipo de captaciones de agua (pozos tipo balde, o más modernas).

La morfología freática es ondulada con divisorias de aguas subterráneas prácticamente coincidentes con las superficiales. El flujo subterráneo es centrípeto, hacia el centro del valle (Fig. 3). Ambos arroyos son dependientes de las variaciones del nivel freático, siendo efluentes del agua subterráneas en las épocas húmedas mientras que, en épocas secas (niveles más profundos), logran secarse por completo, tal como en el año censado. Las profundidades de los niveles freáticos son variables, desde mayores a 15 m (en flancos del

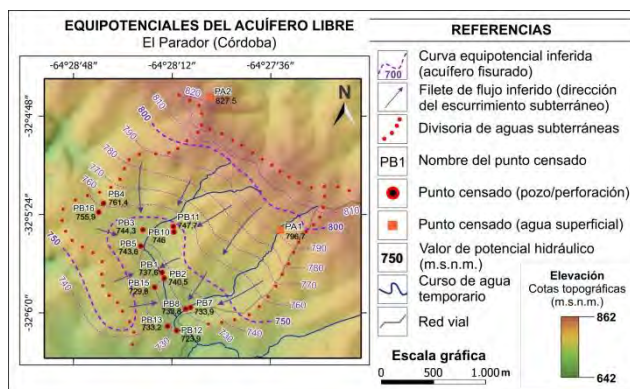


Figura 3. Mapa equipotencial. Acuífero libre.



valle) a menos de 5 m (en la parte central). El descenso generalizado de niveles observado en el censo (de 2-3 m en los últimos 4 años) y la ausencia de caudales en los arroyos, son indicadores de su fluctuación dependiente de las variaciones de la pluviometría. Un monitoreo realizado en marzo de 2025 con posterioridad a lluvias importantes, permitió verificar el ascenso de nivel freático en todas las perforaciones y afloramiento de agua en los arroyos. Las reservas reguladoras estimadas resultaron en el orden de 0,0125 hm³/año (Cabrera et al., 2023).

Composición físico-química del agua y calidad para uso humano

Todas las muestras analizadas resultaron ser aguas dulces, con valores de SDT entre 126 y 725 mg/L, y de tipo geoquímico bicarbonatado con cambios en las concentraciones de cationes mayoritarios, entre cálcicas (72 %), cálcico-magnésica (10 %), cálcico-sódica (6 %-PB10) sódico-cálcica (6 %-PA2) y sódica (6 %-PB16). Las muestras de mayores salinidades (entre 458 y 725 mg/L) se encontraron en las perforaciones de la vertiente oeste (PB4, PB5, PB9, PB13, PB14, PB15, PB16) mientras que las que drenan la vertiente norte y este son las más dulces (entre 126 y 441 mg/L) (Fig. 4). El agua (subterránea y superficial) presentó, en general, bajos contenidos en As y F⁻, entre 2 y 15 µg/L y entre < 0,1 (límite de detección (LD) y 0,75 mg/L, respectivamente. Los mayores valores de As (9-10 µg/L) y F⁻ se corresponden con pozos que captan de la vertiente occidental y que se asocian a los valles serranos con cubierta de sedimentos finos. Los valores hallados de NO₃⁻ en el agua superficial son muy bajos (~1 mg/L PA1), o incluso por debajo de los límites de detección (PA2). Por el contrario, en las aguas subterráneas, los NO₃⁻ encontrados están en tenores entre < 1 (LD) y 110 mg/L. Los tenores menores a 10 mg/L se corresponden con valores de fondo natural derivado de procesos naturales de degradación de materia orgánica del suelo durante la recarga al acuífero (Blarasin et al., 2014). Los contenidos encontrados en las muestras PB14 (110 mg/L), PB9 (40 mg/L), PB13 (27 mg/L), PB10 (26 mg/L), PB12 (19 mg/L) y PB15 (14 mg/L), todas de la vertiente occidental excepto PB10, se asocian con la presencia de animales próximos a la captación (vacunos, equinos, etc.). El método factorial aplicado a datos químicos permitió determinar 3

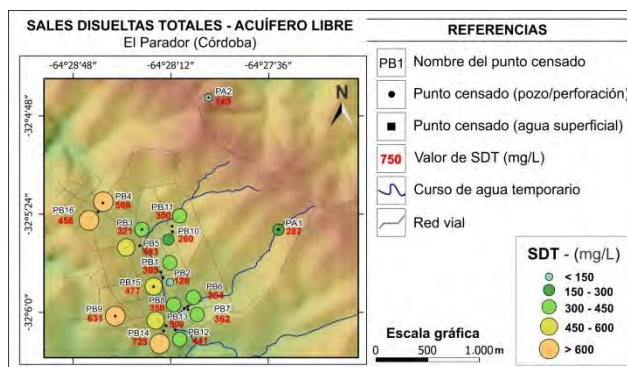


Figura 4. Mapa de salinidad. Acuífero libre.



agrupaciones (CP) que explican el 83 % de la varianza total, y brindan una aproximación de los procesos hidrogeoquímicos dominantes en la zona. La CP1 (32 % de varianza) muestra la relación entre la CE, HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} (Fig. 5), reflejando que la salinidad del agua queda definida principalmente por estos iones mayoritarios (aguas principalmente bicarbonatadas cálcicas). La CP2 (30 %) sugiere y evidencia la afinidad positiva del As y F^- con aguas sódicas y con pH (aunque débilmente vinculado).

La CP3 (21 %), representa el factor antrópico ya que reúne al NO_3^- (indicador de contaminación) con aumentos de SO_4^{2-} y Cl^- , y de manera inversa, asociado a los pH más bajos. Los valores de los índices de intercambio iónico (cloro alcalinos, propuestos por Schoeller, 1965), arrojan valores muy bajos y negativos (entre -0,1 y -6,5 para el CAI-I ($(\text{Cl}^--(\text{Na}^++\text{K}^+))/\text{Cl}^-$) y entre -0,0 y -0,6 para

CAI-II($(\text{Cl}^--(\text{Na}^++\text{K}^+))/(\text{CO}_3^{2-}+\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-}+\text{NO}_3^-)$)), indicando que estos procesos son de baja a moderada intensidad. Se observa que, en el flanco occidental del valle central, predominan los CAI con valores absolutos más elevados (mayores a -2,0), lo que sugiere que en estos sitios ocurren procesos de intercambio, más significativos. Los índices de saturación indican que todas las muestras resultaron subsaturadas en todas las fases minerales, lo que evidencia que principalmente se producen procesos de entrada de solutos al agua. La figura 6a refuerza esta aseveración, ya que las relaciones molares de iones mayoritarios señalan que los procesos de meteorización de silicatos son los más importantes, mientras que la figura 6b evidencia con contundencia la hidrólisis de andesina, definiendo el modelo geoquímico del acuífero fracturado estudiado.

Calidad del agua para uso humano

El agua resultó en general apta para consumo humano, excepto las muestras PB14 que sobrepasa el límite de NO_3^- (110 mg/L) y las PB16 y PB4, que no cumplen con los aspectos físicos de color. PB16, posee además un valor de As de 15 $\mu\text{g/L}$, levemente superior a la norma del CAA, aunque para Córdoba se encuentra dentro de valores tolerables.

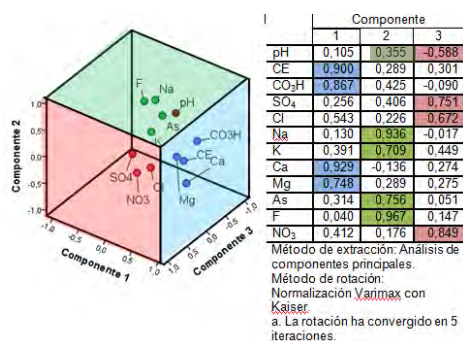


Figura 5. Análisis factorial por CP.

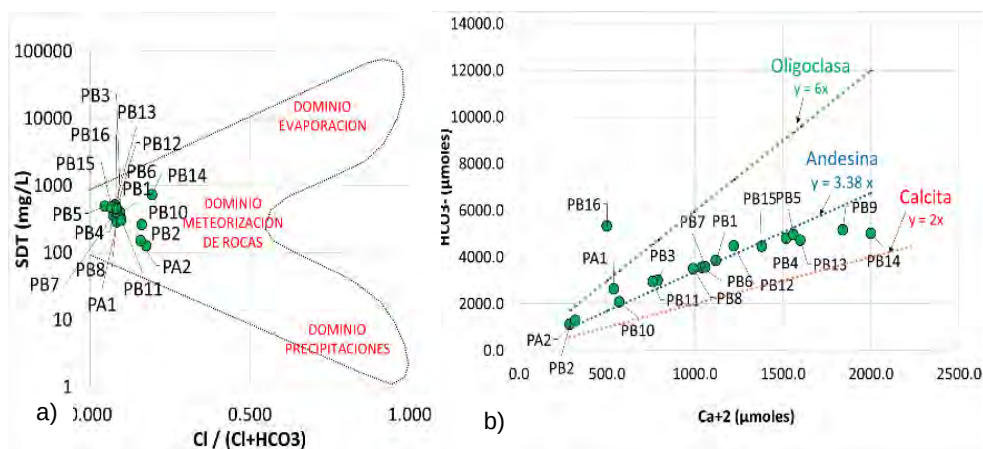


Figura 6. a) Diagrama de Gibbs. b) Relaciones molares HCO_3^- vs Ca^{2+} .

Conclusiones

Se destaca el dominio areal de rocas de basamento metamórfico en partes fracturadas cubiertos por una delgada capa sedimentaria de materiales eólicos finos y aluvio-coluviales, que no supera los 10 m de espesor en los valles. Las evidencias hidrogeológicas indican que puede calificarse a este ámbito rocoso fracturado como acuífero pobre. El enfoque estructural evidencia que los sectores más prósperos para conseguir agua son aquellos que presentan mayor cantidad de fracturas generando ámbitos locales con mejor capacidad acuífera. El análisis climático muestra que en los años más húmedos y especialmente en verano se produce recarga del acuífero, del orden de 1.042 m^3 , generando una reserva (de reposición anual) del orden de $12.500 \text{ m}^3/\text{año}$ para el ámbito relevado, lo que excede a lo que actualmente suministra la Cooperativa. Las aguas son dulces y bicarbonatadas principalmente cálcicas, en general aptas para el consumo humano, excepto algunas muestras que presentan cierta degradación especialmente por aumento de NO_3^- . Las perforaciones de mejor calidad son las ubicadas sobre los cauces de los arroyos y las de la vertiente oriental del área (menores SDT, As, F y NO_3^-). El análisis estadístico multivariado, los cálculos de los índices de saturación y de intercambio catiónico, así como las relaciones molares entre iones mayoritarios permite asumir que los procesos geoquímicos que definen la composición química del agua en la zona son principalmente el aporte atmosférico y la meteorización de plagioclasas, quedando los procesos de intercambio catiónico subordinados. Se suman de manera focalizada y en menor grado procesos de contaminación puntual asociados al lavado de estiércoles animales próximos a la captación. La interpretación de los resultados llevó a sugerir una perforación más profunda ($\sim 70 \text{ m}$), en el ámbito del cruce



entre los arroyos que se sume a las existentes. Finalmente se destaca que, gracias al informe entregado a la Cooperativa local, se propuso y concretó la ejecución de una perforación en 2024 según las características halladas, obteniendo los resultados previstos.

Agradecimientos: Esta investigación contó con el apoyo de la Fundación Williams, y de las Secretarías de Ciencia y Técnica y de Extensión y Desarrollo de la UNRC.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd Edition. Rice, E., Baird, R., Eaton, A. y Clesceri, L. (Eds) Washington D.C., USA.

Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. UniRío Editora. Río Cuarto, Córdoba. 148 pp.

Cabrera, A., Blarasin, M., Felizzia, J., et al. (2023). *Exploración Hidrogeológica para definir fuentes de abastecimiento de agua para la comuna El Parador*. [Informe técnico]. UNRC.

Fernandes, A., Rouleau, A. & Vargas, E. Jr. (2023). Structural Geology Applied to Fractured Aquifer Characterization. *The Groundwater Project*. Canada. <https://doi.org/10.21083/978-1-77470-009-9h>.

Pramparo, S. (2020). *Características geomorfológicas de la cuenca alta-media del arroyo Las Peñas y su relación con la potencialidad hidrogeológica*. Córdoba, Arg. [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Sanders, L. (1998). *A Manual of Field Hydrogeology*. Prentice Hall.



EFFECTO DEL PH Y DEL ION CARBONATO EN LA ALTERACIÓN DE VANADATOS DE URANILO: IMPLICANCIAS EN LA MOVILIDAD DEL URANIO EN EL MEDIO AMBIENTE

EFFECT OF PH AND CARBONATE IONS ON THE MECHANISM OF ALTERATION OF URANIL VANADATES: IMPLICATIONS FOR URANIUM MOBILITY IN THE ENVIRONMENT

Wiejski-López, Martina^{1,2}; Bengió, Silvina³; Bia, Gonzalo Luis^{1,2}; Martín, Silvana Griselda⁴; Londonio, Juan Agustín⁴; Borgnino, Laura^{1,2}

¹ Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CICTERRA-CONICET-UNC), Córdoba, Argentina. ² Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, UNC, Córdoba, Argentina. ³ INN-CONICET, Centro Atómico Bariloche e Instituto Balseiro, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. ⁴ Centro Atómico Ezeiza, Buenos Aires, Argentina. martina.wiejski@mi.unc.edu.ar

Resumen

El presente trabajo evalúa la alteración superficial de vanadatos de uranilo naturales a pH=3 y pH=8 durante 14 días de exposición. En las muestras alteradas se analizó la mineralogía final y la composición química mediante DRX y SEM-EDS, mientras que la especiación del U, V y O en la superficie de las partículas de los vanadatos alterados fue realizado mediante XPS. Los resultados indican que a pH ácidos se favorece la disolución de los vanadatos, liberando congruentemente a los elementos formadores de red (ej., U y V). A pH alcalino se observa una alteración en la superficie de las partículas, posiblemente asociado a sustituciones aniónicas, donde sitios vanadatos han sido ocupados por iones carbonatos. Así a pH alcalino, pero en ausencia de carbonato, los vanadatos se liberan a la solución, mientras que, en presencia de carbonato, se forma en superficie carbonato de uranilo, como consecuencia de la sustitución mencionada.

Palabras claves: uranio, carnotita, alteración, XPS.

Introducción

En la provincia de Córdoba, los depósitos uraníferos se encuentran directa o indirectamente asociados al batolito de Achala (Blasón *et al.*, 2014; Potter, 2017), siendo dos de ellos los más relevantes. Uno se ubica en el macizo Los Gigantes (yacimiento Schlegintweit) y otro en el Valle de Punilla (yacimiento Rodolfo, Cosquín). Según descripciones, la mineralización uranífera del Yacimiento Rodolfo se localiza en algunos



bancos que integran un complejo sedimentario (Fm. Cosquín, según Lencinas, 1971). El mineral más abundante es la carnotita ($K_2 (UO_2)_2 V_2 O_8 \cdot 1-3 H_2 O$), seguida de la tyuyamunita ($Ca (UO_2)_2 V_2 O_8 \cdot 5-8 H_2 O$) y su versión deshidratada metatyuyamunita ($Ca (UO_2)_2 V_2 O_8 \cdot 3-5 H_2 O$) y francevillita ($Ba (UO_2)_2 (VO_4)_2 \cdot 5 H_2 O$). Estos vanadatos aparecen en forma de masas pulverulentas de distintas magnitudes, rellenan cavidades o poros del sedimento y forman delgadas películas que tapizan pequeñas fisuras o recubren concreciones de carbonatos y geodas de cuarzo (Angelelli, 1984, Lira y Colombo, 2014 y antecedentes bibliográficos referenciados en ambos trabajos).

Estructuralmente los vanadatos de uranilo forman láminas de grupos $V_2 O_8$ unidos con grupos UO_7 formando la estructura $[(UO_2)_2 V_2 O_8]^{2-}$, también conocidas como topología aniónica de francevillita, las cuales se intercalan con cationes metálicos y moléculas de agua (Avasarala et al., 2020). La topología de tipo anión francevillita permite el intercambio catiónico, motivo por el cual se observa una gran variedad de vanadatos de uranilo en ambientes oxidantes. Se propone como origen de este mineral secundario la oxidación de la uraninita (UO_2), lo cual conduce rápidamente a la formación de hidróxidos de uranilo (ej. schoepita ($(UO_2)_8 O_2 (OH)_{12} \cdot 12 H_2 O$)). La schoepita posteriormente incorpora cationes metálicos (Ca, K, Ba) y ligandos (V), generando compuestos más estables. Así es que, este mineral, en contacto con aguas subterráneas alcalinas, puede dar lugar a la precipitación de vanadatos de uranilo (Caldwell, 2018). Alternativamente, los vanadatos de uranilo pueden precipitarse a partir de aguas subterráneas ricas en U y en presencia de metavanadato de potasio (KVO_3), siempre que el pH sea cercano a 7,5 (Campbell et al., 2015).

Los minerales de U, en el Yacimiento Rodolfo, están expuestos en superficie naturalmente por fallas, en contacto con agentes externos (ej. el oxígeno de la atmósfera o el agua de lluvia). Tal exposición puede promover la liberación del catión uranilo (UO_2^{2+}), que posteriormente podría asociarse a otras fases orgánicas e inorgánicas que forman parte del sedimento (Fig.1 a), aumentando la movilidad del mismo. Parte de este efecto propuesto fue observado en campo, ya que se colectaron muestras de raíces y nódulos calcáreos cubiertos de un mineral amarillo, compatible con los minerales de uranio (Fig.1 b y c).

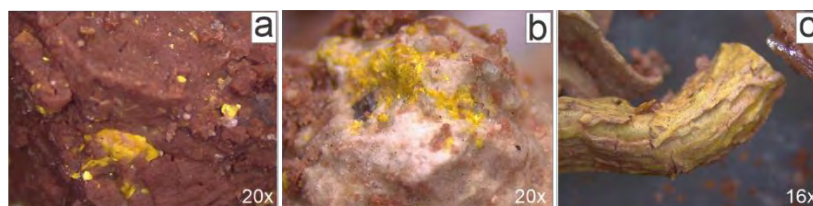


Figura 1: (a) sedimento pelítico con vanadatos de uranilo de hábito granular y laminar. (b) nódulo calcáreo con mineralización de vanadatos de uranilo en superficie. (c) Raíz con coating de mineralización de U.

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto del pH y la presencia de iones carbonatos en la alteración de vanadatos de uranilo naturales separados de sedimentos recolectados de la Fm. Cosquín, con el fin de evaluar la movilidad del catión uranilo en este sistema sedimentario.

Materiales y Métodos

Los sedimentos enriquecidos en vanadatos de uranilo se recolectaron del Yacimiento Rodolfo ($31^{\circ}16'21.0''\text{S}$ $64^{\circ}26'43.0''\text{O}$), ubicado sobre la ladera occidental de las Sierras Chicas, entre la localidad de Cosquín y Santa María de Punilla. Pertenecen a la formación Cosquín (eoceno inferior) y se componen principalmente de material pelítico con intercalaciones de arenas y sábulo granítico, derivado de la meteorización de granitos que se encuentran aflorando en la zona. Estos sedimentos contienen minerales de vanadatos de uranilo, como carnotita, tyuyamunita y liebigita ($\text{Ca}_2(\text{UO}_2)(\text{CO}_3)_3 \cdot 11\text{H}_2\text{O}$).

Los vanadatos de uranilo fueron separados del sedimento total, utilizando lupa binocular, y se mortearon llevándolas a polvo para su posterior análisis. Las experiencias de alteración fueron realizadas mediante ensayos tipo batch, exponiendo 0,2g de muestra en 20mL de solución de ácido nítrico (HNO_3 : pH 3) e hidróxido de sodio (NaOH : pH 8), por un tiempo total de 14 días. Los valores de pH fueron elegidos de acuerdo al pH óptimo de disolución de la carnotita y su pH de formación. Además, para evaluar el efecto del ion carbonato, se expuso 0,2g de vanadatos de uranilo en una solución 0,1M de carbonato de sodio (Na_2CO_3 : pH 8.3) durante 14 días. Este medio de reacción simula una condición saturada de agua subterránea.

Al final de cada experiencia de alteración, los sólidos resultantes se secaron a 50°C y se caracterizaron empleando DRX, SEM-EDS y XPS. El análisis de DRX se llevó a cabo en el laboratorio de arcillas de CICTERRA y los datos fueron procesados con el software HighScore Plus. Los análisis SEM-EDS se realizaron en LAMARX (FAMAF-UNC). Los datos de XPS se obtuvieron en las instalaciones del Centro Atómico Bariloche – Instituto



Balseiro y el análisis de estos, para cada muestra, se realizó con los softwares XPSpeak41 y CasaXPS.

Resultados y discusiones

Caracterización mineralógica y química: análisis DRX y SEM-EDS.

La Figura 2a muestra el patrón de DRX de la muestra de vanadatos no alterados, identificado la presencia de carnotita, tyuyamunita, cuarzo, albita-anortita, calcita y liebigitita siendo la carnotita el mineral claramente mayoritario. Luego de los tratamientos de alteración, a pH 3, 8 y 8,3, no se identifican nuevas fases minerales formadas, aunque si se observan variaciones en la intensidad de picos. Tal es el caso de la señal de calcita ($\sim 30^\circ 2\theta$) la cual se ve incrementada en el medio de alteración a pH 8,3, mientras que a (pH 3) el pico desaparece, evidenciando disolución total bajo condiciones ácidas. La alteración con hidróxido de sodio (pH 8) provoca una disminución general en la intensidad de picos, pero sin cambios significativos como en los casos anteriores.

Los espectros EDS que acompañan a las imágenes SEM (Fig.2b), muestran que los vanadatos no alterados están compuestos principalmente por U, V, K y O, con menores proporciones de Ca y Si, las alteraciones a pH alcalinos mantienen estos elementos, aunque con variaciones en su intensidad, mientras que la alteración con ácido reduce la presencia de Ca, Si y Al, sin modificar la señal de U, K y V, las cuales continúan presentes.

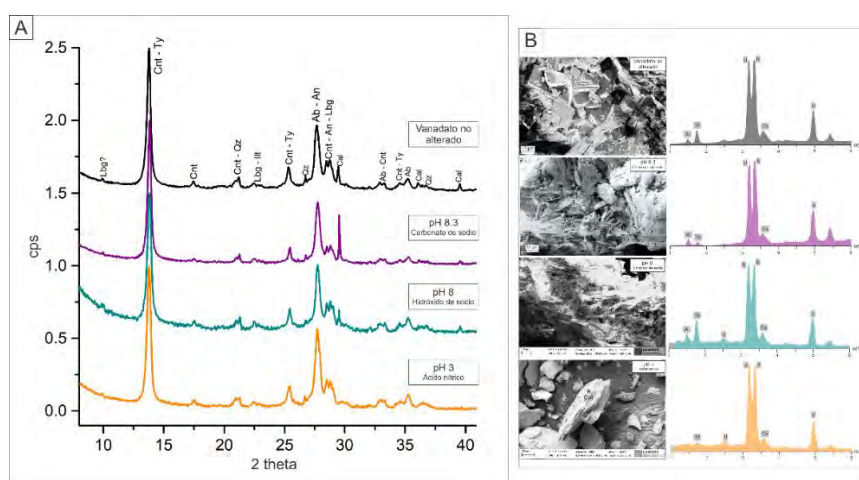


Figura 2: (a) patrones de difracción de rayos X. (b) imágenes SEM-EDS y espectros EDS para las muestras no alteradas y alteradas. Cnt: carnotita; Ty: tyuyamunita; Lbg: Liebigitita; Qz: cuarzo; Ill: illita; Ab: albita; An: anortita; Cal: calcita.



Caracterización superficial: especiación de U, V y O por XPS.

En la Figura 3, se presentan los espectros XPS obtenidos para el U4f tanto en la muestra sin alterar (Fig. 3a) como en las alteradas. Se observa que en todas las muestras analizadas predomina la señal correspondiente a U(VI) (i.e., a 382-382.5 eV; Schindler *et al.*, 2009) y compuestos halogenados de U (i.e., 383.5-383.8 eV; Ilton y Bagus, 2011). La alteración produce la aparición de una nueva señal, así como también el corrimiento de la posición del pico del U(VI). Por ejemplo, en los vanadatos sin alterar y alterados a pH 3 (Fig. 3b), la posición del pico coincide con la posición de los vanadatos de U(VI) (i.e., 382-382.1 eV), mientras que en la muestra alterada a pH 8, se observa también una señal asociada a hidróxidos de U(VI) (Fig. 3c; 380,7 eV; Ilton y Bagus, 2011). Por otro lado, en presencia de iones carbonato y a pH 8.3 (Fig. 3c), se observa que la señal de U(VI) aparece levemente corrida, la cual está asociada a la presencia de carbonatos de Ca y U(VI) (381.8 eV; Amayri *et al.*, 2005).

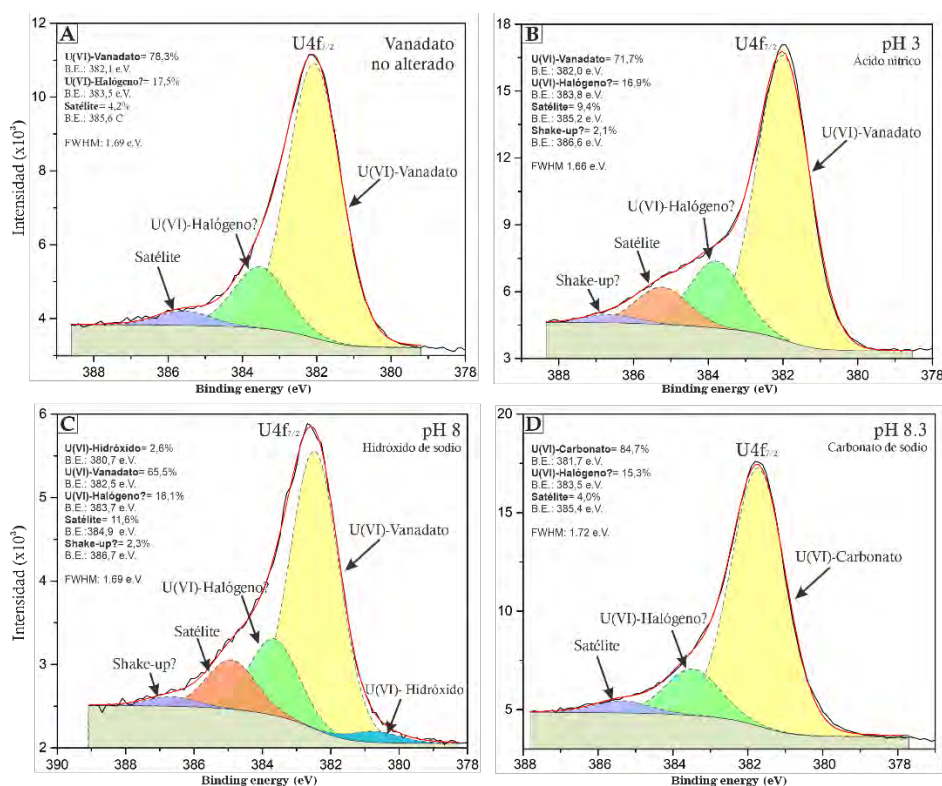


Figura 3: Deconvolución del pico U4f 7/2 en las muestras analizadas: (a) sin alterar; alteradas durante 14 días a (b) pH 3, (c) pH 8 y (d) en presencia de carbonato.

Los espectros XPS del O1s de todas las muestras analizadas identifican cuatro señales asociadas a O=U=O (530.2 eV), B–O (531.6 eV, donde B= V, C o Si) y O–H (532.6 eV), esta última asociada a agua estructural (533.7 eV) y agua como efecto del solvente (535.1 eV) (Nesbitt y Bancroft, 2014). Se observa un incremento en grupos –OH en la superficie



de las partículas alteradas respecto a la muestra natural y un corrimiento en el pico de V2p hacia BE más elevado (no se muestra en este trabajo), lo que sugiere una superficie hidrolizada de los vanadatos, como consecuencia de los medios de alteración.

Mecanismo de alteración de los vanadatos de uranilo.

Los resultados indican que los vanadatos de uranilo en estos depósitos sedimentarios son propensos a alterarse en aguas meteóricas tanto ácidas como alcalinas. A pH ácido (pH=3), se favorece la disolución de la carnotita. Los resultados de XPS indican que las posiciones de los picos y el % de las especies de U(VI)-Vanadato se mantienen similares a la muestra sin alterar (i.e.: 78% vs 71%), lo que indicaría que los elementos formadores de red (ej.: U y V) se han liberado de manera congruente a la solución. Una situación diferente ocurre a pH alcalino (pH=8), donde las condiciones alcalinas son las ideales para la precipitación de los vanadatos de uranilo, y por consecuencia, las condiciones de máxima estabilidad de estos minerales. Aquí, los resultados de XPS identifican la presencia de la especie U(VI)-Hidróxido, asociadas a un aumento de grupos -OH. En estas condiciones los grupos vanadatos se han liberado a la solución, mientras que el uranilo permanecería en parte retenido en superficie, sugiriendo una liberación incongruente. Por último, en presencia de iones carbonatos y a pH alcalino, la señal correspondiente a U(VI)-Vanadato desaparece y es reemplazada por la señal de la especie U(VI)-Carbonato, en un 84%. Estos resultados sugieren que parte de los iones vanadatos se liberaron a la solución y han sido reemplazados, por intercambio iónico, con los iones carbonatos. No se descarta que parte de los iones uranilo también sean liberados al medio, bajo ambas condiciones de alteración estudiadas.

Conclusiones

La alteración de la carnotita es dependiente del pH y del medio de reacción. En medio ácido, la carnotita no es fácilmente alterada, pero en condiciones alcalinas y en presencia de iones CO_3^{2-} , se favorece la liberación de iones vanadatos. Las condiciones de alteración estudiadas aquí, y los resultados obtenidos, permiten proponer que este mineral es propenso a ser alterado en presencia de aguas meteóricas o subterráneas. La alteración en medio alcalino genera la liberación de los iones vanadatos por intercambio con iones CO_3^{2-} . Durante estas etapas de alteración se espera que el catión uranilo también sea liberado al medio, quedando disponible para interaccionar con otros minerales presentes en el sedimento (ej.: óxidos de Fe (III), CaCO_3) o materia orgánica y aumentando su



movilidad. La presencia de raíces recubiertas de minerales de uranio y la asociación de nódulos calcáreos con vanadatos de uranilo, justifica también este mecanismo propuesto.

Referencias bibliográficas

- Amayri, S., Reich, T., Arnold, T., Geipel, G. y Bernhard, G. (2005). Spectroscopic characterization of alkaline earth uranyl carbonates. *Journal of Solid State Chemistry*, 178(2): pág. 567-577.
- Angelelli, V. (1984). Uranium ore deposits. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. pág. 569-601.
- Avasarala, S., Brearley, A.J., Spilde, M., Peterson, E., Jiang, Y. B., Benavidez, A. y Cerrato, J. M. (2020). Crystal chemistry of carnotite in abandoned mine wastes. *Minerals*, 10(10): pág. 883.
- Campbell, K. M., Gallegos, T. J. y Landa, E. R. (2015). Biogeochemical aspects of uranium mineralization, mining, milling, and remediation. *Applied Geochemistry*, 57: pág. 206-235.
- Caldwell, S. (2018). Paragenesis of uranium minerals in the grants mineral belt, New Mexico: applied geochemistry and the development of oxidized uranium mineralization. New Mexico institute of mining and technology.
- Ilton, E. S. y Bagus, P. S. (2011). XPS determination of uranium oxidation states. *Surface and Interface Analysis*, 43(13): pág. 1549-1560.
- Nesbitt, H. W. y Bancroft, G. M. (2014). High resolution core-and valence-level XPS studies of the properties (structural, chemical and bonding) of silicate minerals and glasses. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 78(1): pág 271-329.
- Lencinas, A. (1971). Geología del valle de Punilla entre Bialet Masse y La Cumbre, provincia de Córdoba. Boletín de la Asociación Geológica de Córdoba, 1(2): pág. 61-70.
- Lira, R. y Colombo, F. (2014). Las especies minerales. Geología y recursos naturales de la provincia de Córdoba II. *Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino. Asociación Geológica Argentina*: pág.1079-1159.
- Schindler, M., Hawthorne, FC., Freund, M.S. y Burns, P.C. (2009). XPS spectra of uranyl minerals and synthetic uranyl compounds. I: the U 4f spectrum. *Geochim Cosmochim.*



EXPOSICIÓN DE *EISENIA FETIDA* A SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS Y EL EFECTO SOBRE BIOMARCADORES.

EXPOSURE OF *EISENIA FETIDA* TO SOILS CONTAMINATED WITH HEAVY METAL AND THE EFFECT ON BIOMARKERS.

Albornoz, Carolina B.¹; González Borda, Elena S.¹; García, Ma. Cecilia¹; Larsen, Karen E.^{1,2}

¹Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Facultad Ciencias Veterinarias, Departamento de Ciencias Biológicas, Argentina, ²Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CONICET-UNICEN), Argentina. albornoz@vet.unicen.edu.ar

Resumen

El suelo actúa como un receptor de metales pesados como plomo y zinc, debido a actividades antropogénicas. El objetivo del presente trabajo fue analizar la utilidad del bioindicador Eisenia fetida como bioacumulador de plomo y zinc, y diversos biomarcadores de exposición como herramientas de monitoreo de suelos contaminados con metales pesados. Los organismos fueron expuestos a suelos experimentalmente contaminados por un periodo de 15, 30 y 60 días. Se determinaron las concentraciones de los metales y las actividades enzimáticas en suelo y anélidos según corresponda. Se observó una disminución significativa de metales en el suelo y una acumulación en los tejidos de E. fetida. Los biomarcadores evidenciaron respuestas significativas al estrés oxidativo, particularmente a los 15 días. Se concluye que E. fetida es un bioindicador eficaz, y que los biomarcadores aplicados resultan herramientas sensibles y tempranas para evaluar la toxicidad de metales pesados y el riesgo ambiental en suelos contaminados.

Palabras clave: *Eisenia fetida*, Plomo, Zinc, Biomarcadores.

Introducción

El suelo actúa como un medio receptor de una amplia variedad de sustancias potencialmente contaminantes. Esta retención puede favorecer su degradación y pérdida de toxicidad; sin embargo, también existe el riesgo de que dichos contaminantes se movilicen hacia otros compartimentos ambientales e ingresen en las redes tróficas, generando impactos ecológicos significativos (Fernández y Maldonado, 2000). Especies como *Eisenia fetida* pueden acumular metales pesados en sus tejidos, lo que las convierte en bioindicadores confiables de la biodisponibilidad de estos elementos en el suelo. Estos organismos absorben metales tanto por ingestión como por contacto directo a través de su tegumento en función de la fracción biodisponible presente en el suelo. Mediante el



factor de bioconcentración, se permite conocer el potencial de transferencia de contaminantes del suelo hacia los organismos (Richardson et al., 2020). El uso de biomarcadores de estrés oxidativo como el contenido de glutatión reducido (GSH) y las actividades catalíticas de las enzimas catalasa (CAT), glutatión-s-transferasa (GST) y glutatión peroxidasa (GPX) de un organismo como *E. fetida* resultan ser una importante herramienta para evaluar los efectos biológicos de la exposición a contaminantes, actuando como señales de alerta temprana que permiten estimar el riesgo ambiental asociado (Cataldo et al., 2011). El objetivo del presente trabajo fue analizar la utilidad del bioindicador *E. fetida* como bioacumulador de Plomo (Pb) y Zinc (Zn), así como diversos biomarcadores de exposición como herramientas de monitoreo de suelos contaminados con metales pesados. Fueron cuantificadas las concentraciones de Pb y Zn en suelos contaminados experimentalmente y en los tejidos de *E. fetida*, en función del tiempo de exposición. Así mismo, se evaluó el efecto de la contaminación edáfica con Pb y Zn sobre biomarcadores de estrés oxidativo en *E. fetida*.

Materiales y Métodos

Las muestras de suelo control (concentraciones de Pb y Zn menores a 50 ppm) y de suelo contaminado experimentalmente con Pb (200 ppm) y Zn (550 ppm) fueron colocadas en recipientes de 15 cm de diámetro por 20 cm de alto, con una capacidad de 1 kg de suelo y se adicionaron 9 organismos de *E. fetida* adultas cliteladas y de similar tamaño (300 – 500 mg de peso fresco) por recipiente. Se evaluaron diferentes tiempos de exposición: 0, 15, 30 y 60 días por triplicado. Se recolectaron muestras homogéneas de suelo y anélidos al inicio (tiempo 0) y al finalizar cada periodo de exposición (15, 30 y 60 días respectivamente). La concentración de metales en suelos y anélidos se determinó mediante espectrofotometría de absorción atómica (Dean et al., 1975). Además, se calculó el Factor de Bioconcentración (FB) que relaciona la concentración de metal de los anélidos con la concentración del metal en el suelo. Transcurridos los periodos de exposición, los anélidos depurados fueron pesados y homogeneizados en forma individual con buffer de homogeneización (Tris base 20 mM; KCl 1,15 %, EDTA 1 mM, pH 7,5) en una dilución 1:6, utilizando un homogeneizador de tejido (Potter-Elvehjem) a 4° C (Albornoz, 2022). Posteriormente, fueron centrifugados a 800 x g durante 10 minutos. Los sobrenadantes de los homogenatos fueron fraccionados y almacenados a -80 °C hasta su posterior utilización. Las actividades enzimáticas fueron cuantificadas según diversos protocolos, CAT (Aebi, 1984), GPx (Nebbia et al., 1993) y GST (Habig



et al., 1974). Las actividades catalíticas fueron expresadas por mg de proteína, cuyo contenido fue cuantificado según el método de Lowry et al. (1951). El contenido de GSH fue determinado mediante la metodología propuesta por Ellman (1961). Los resultados de los biomarcadores estudiados en los organismos fueron analizados y graficados en magnitud de cambio, en relación a los valores controles (Tiempo 0). El análisis estadístico de los resultados se realizó mediante ANOVA y prueba post hoc de Dunnett ($p < 0.05$), tras verificar la normalidad y homogeneidad de varianzas con las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Bartlett (Instat 3.0 de GraphPad).

Resultados

Contenido de Pb y de Zn en suelo y anélidos

La concentración inicial de Pb en las muestras de suelo experimentales fue de $204,68 \pm 8,86$ ppm. La concentración de Pb en el suelo con los anélidos disminuyó a los 15, 30 y 60 días de exposición en un 32 %, 31 % y 24 % ($p < 0.001$) respectivamente. En los anélidos, la concentración inicial de Pb fue $9,63 \pm 5,64$ ppm. Luego de los tratamientos, los valores superaron a las muestras controles, a los 15 días por 141 % ($p < 0,001$), a los 30 días por 93 % ($p < 0,05$) y a los 60 días por 81 % ($p < 0,05$). Las concentraciones de Pb permitieron obtener que en el momento inicial el FB resultó 0,02 y luego de los tratamientos fueron de 0,15; 0,12 y 0,10 a los 15, 30 y 60 días de exposición. La concentración inicial de Zn en las muestras de suelo experimentales fue de $545,95 \pm 58,37$ ppm. La concentración de Zn en el suelo con los anélidos disminuyó a los 15, 30 y 60 días de exposición en un 18 % ($p < 0,001$), 11 % ($p < 0,05$) y 22 % ($p < 0,001$) respectivamente. Los anélidos controles presentaron en el momento inicial una concentración de Zn: $9,56 \pm 3,4$ ppm. Luego del tiempo de exposición durante 15, 30 y 60 días, las concentraciones de Zn en los anélidos fueron superiores a las muestras controles, por 591 %, 505 % y 546%, respectivamente ($p < 0,001$). El FB en los tratamientos con Zn en el momento inicial, se obtuvo un valor de 0,02; luego del tiempo de exposición a los 15,

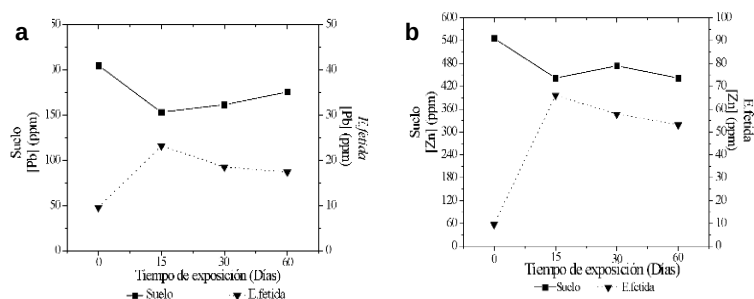


Figura 1. a) Concentración de Pb en suelo y en *E. fetida* expuestos durante 0, 15, 30 y 60 días de exposición. b) Concentración de Zn en suelo y en *E. fetida* expuestos durante 0, 15, 30 y 60 días de exposición.



30 y 60 días, los valores fueron de 0,15, 0,12 y 0,12, respectivamente (Fig. 1).

Biomarcadores de estrés oxidativo en *E. fetida* por exposición a Pb y Zn

La exposición de los anélidos a Pb disminuyó la actividad CAT un 54 %, 45 % y 43 % a los 15, 30 y 60 días, respectivamente, en relación a las muestras controles ($p < 0,01$). Por el contrario, la actividad GPx aumentó con respecto al tiempo inicial un 99 %, 146 % y 152 %, a los 15, 30 y 60 días, respectivamente ($p < 0,01$). Con respecto a la actividad GST no se detectó un cambio en esta actividad a los 15 días de exposición, sin embargo, luego de 30 y 60 días se observó un aumento de alrededor del 50 % con respecto al control ($p < 0,05$). El contenido de GSH presentó un aumento de 59 % con respecto al control ($p < 0,05$) a los 15 días de exposición, mientras que no se registraron cambios significativos a 30 y 60 días (Fig. 2).

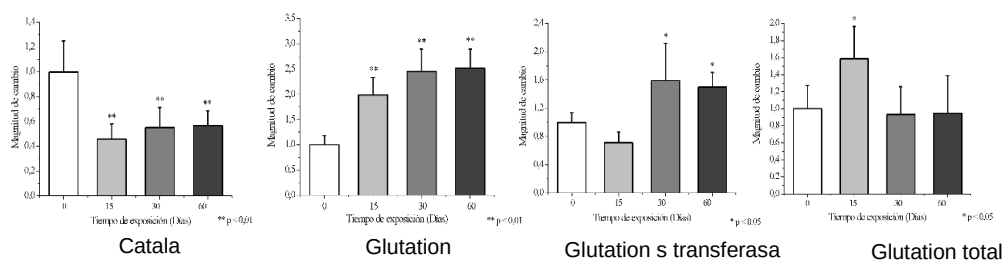


Figura 2. Biomarcadores de estrés oxidativo en *E.fetida* por exposición a Pb.

En cuanto a afecto en los anélidos expuestos a Zn, la actividad CAT aumentó un 24 %, 133 % y 80 % a los 15, 30 y 60 días de exposición, respectivamente, en relación a las muestras controles ($p < 0,01$). Por el contrario, la actividad GPx aumento con respecto al tiempo inicial un 83 %, 143 % y 228 %, a los 15, 30 y 60 días, respectivamente ($p < 0,01$). La actividad GST y el contenido de GSH no presentaron cambios significativos en los 3 tiempos de exposición (Fig. 3).

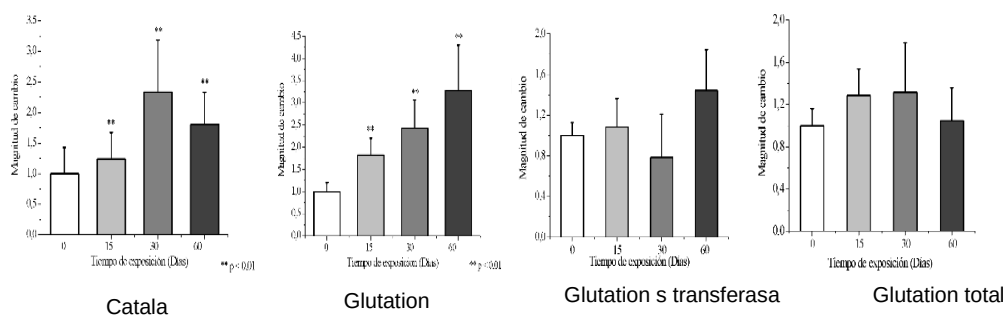


Figura 3. Biomarcadores de estrés oxidativo en *E.fetida* por exposición a Zn.



Conclusiones

Los resultados obtenidos en suelos con Pb y Zn disminuyeron las concentraciones tras la exposición de los organismos durante 15, 30 y 60 días. Paralelamente, se observó una acumulación progresiva de Pb y Zn en los tejidos de los anélidos expuestos, en comparación con los organismos controles, comportamiento también reportado por Rorat et al. (2015). El factor de bioconcentración (FB) alcanzó su valor máximo a los 15 días de exposición, tanto en suelos con Pb y Zn, lo que evidencia una mayor capacidad de bioacumulación en las etapas tempranas del tratamiento, resultados comparables con Liu et al. (2011). En cuanto al análisis de biomarcadores de estrés oxidativo, se observó una disminución en la actividad CAT en los anélidos expuestos a suelos contaminados con Pb, en todos los tiempos de exposición, lo que coincide con lo estudiado por Hu et al. (2016). En contraste, en aquellos expuestos a Zn, la actividad de CAT se incrementó significativamente en los tres intervalos evaluados. La actividad GPX mostró un aumento en presencia de ambos metales, en comparación con los organismos controles. Este incremento podría estar relacionado con la disminución de la actividad de CAT observada en los organismos expuestos a suelos contaminados con Pb, como también sugieren Laszczyca et al. (2004). Asimismo, estudios previos señalaron variaciones en las actividades de CAT y GPX en *E. fetida* expuestas a Zn (Xiong et al., 2013). En cuanto a la actividad GST, se detectó un incremento en los anélidos expuestos a Pb a los 30 y 60 días, mientras que en los expuestos a Zn no se observaron diferencias con respecto al control. Estos resultados fueron comparables con los obtenidos por Maity et al. (2018). Por último, el contenido total de glutatión aumentó en los organismos expuestos a Pb durante los primeros 15 días, mientras que no se registraron cambios significativos en aquellos expuestos a Zn. Otros estudios, tampoco reportaron modificaciones en el contenido de glutatión (Maity et al., 2018). En síntesis, los resultados obtenidos destacan la utilidad de los biomarcadores evaluados como herramientas sensibles para detectar el estrés oxidativo inducido por la exposición a metales pesados reflejando el impacto biológico del Pb y el Zn en *E. fetida*. Además, estos estudios permiten concluir la importancia de los anélidos para la bioconcentración de metales y para el monitoreo ambiental en periodos cortos de exposición.

Agradecimiento: El presente trabajo fue financiado por 03/H324, SECAT-UNICEN.

Referencias bibliográficas

Aebi, H. (1984). Catalase in vitro. *Methods Enzymol.* 105, 121–126.



[https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(84\)05016-3](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(84)05016-3).

Cataldo, R. J., Hidalgo, L. M. E., Neaman, A., et al. (2011). Use of molecular biomarkers in *Eisenia foetida* to assess copper toxicity in agricultural soils affected by mining activities. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 11 (3), 57-70.

Albornoz, C. (2022). *Evaluación de suelos contaminados con metales mediante la utilización de biomarcadores en organismos centinela*. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional del Centro, Tandil, Argentina.

Dean, I. & Rains, T. (1975). *Flame emission and atomic absorption spectroscopy*. Dekken Pres, New York.

Ellman, G. L., Courtney, K. D., Andres, V., et al. (1961). A new rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol*, 7, 88–95.

Fernández, J. A. & Maldonado, J. M. (2000). Absorción y transporte de nutrientes minerales. En Azcón-Bieto, J. y Talón, M. (Eds.), *Fundamentos de Fisiología Vegetal*, (pp. 99-112), Ediciones Pirámide.

Habig, W. H., Pabst, M. J. & Jakoby, W. B. (1974). Glutathione-S-transferases: the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem*, 249, 7130-7139.

Hu, S., Zhang, W., Li, J., et al. (2016). Antioxidant and gene expression responses of *Eisenia fetida* following repeated exposure to BDE209 and Pb in a soil-earthworm system. *Science of the Total Environment*, 556, 163–168.

Laszczyca, P., Augustyniak, M., Babczynska, A., et al. (2004). Profiles of enzymatic activity in earthworms from zinc, lead and cadmium polluted areas near Olkusz (Poland). *Environment International*, 30, 901-910.

Liu, S., Zhou, Q. & Wang, X. (2011). Ecotoxicological responses of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to soil contaminated with HHCB. *Chemosphere*, 83, (8), 1080-1086.

Lowry, O. H., Rosebrough, N. J., Farr, A. L., et al. (1951). Measurement of protein with the Folin phenol reagent. *Journal of Biological Chemistry*, 193, 265-275.

Maity, S., Banerjee, R., Goswami, P., et al. (2018). Oxidative stress responses of two different ecophysiological species of earthworms (*Eutyphoeus waltoni* and *Eisenia fetida*) exposed to Cd-contaminated soil. *Chemosphere*, 203, 307-317.



- Nebbia, C., Dacasto, M., Gennaro Soffietti, M., et al. (1993). Inhibition of Hepatic Xenobiotic Metabolism and of Glutathione-Dependent Enzyme Activities by Zinc Ethylene-Bis-Dithiocarbamate in the Rabbit. *Pharmacology and toxicology*, 73, 233-239.
- Richardson, J. B., Görres, J. H. & Sizmur, T. (2020). Synthesis of earthworm trace metal uptake and bioaccumulation data: Role of soil concentration, earthworm ecophysiology, and experimental design. *Environmental pollution*, 262, 114126.
- Rorat, A., Suleiman, H., Grobelak, A., et al. (2015). Interactions between sewage sludge-amended soil and earthworms—comparison between *Eisenia fetida* and *Eisenia andrei* composting species. *Environmental Science and Pollution Research*, <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-015-5635-8>.
- Xiong, W., Sun, Y., Zou, M., et al. (2013). Molecular cloning, characterization of CAT, and eco-toxicological effects of dietary zinc oxide on antioxidant enzymes in *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 1746–1755.



ESTIMACIÓN DEL FRENTE DE AVANCE DE COMPUESTOS FOSFATADOS DE ORIGEN ORGÁNICO DENTRO DE UN SUELO MOLISOL

ESTIMATION OF ADVANCE FRONT OF PHOSPHATES COMPOUNDS FROM ORGANIC ORIGIN WITHIN A MOLLISOL SOIL

Ciapparelli, Ileana C.¹; García, Ana R.¹

¹Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Cátedra de Química Inorgánica y Analítica. Buenos Aires, Argentina.

ciappare@agro.uba.ar

Resumen

El objetivo del trabajo fue estimar la profundidad a la cual el fósforo (P) se desplazó verticalmente en un suelo que sostiene dos zonas de acumulación de estiércol en un feedlot. Para ello, se tomaron muestras de suelo en dos sitios en donde se acumuló estiércol sólido y líquido, y en un sitio control, a distintas profundidades. En las muestras se analizó P extraíble con agua, P lábil y P total. A partir de los datos experimentales se ajustaron ecuaciones matemáticas que permitieron estimar la profundidad a la cual se movilizó el nutriente.

Palabras clave: ganadería intensiva, estiércol, fósforo, lagunas.

Introducción

Como resultado de las actividades ganaderas bovinas intensivas (*feedlot*, *tambo*) se generan grandes volúmenes de excretas sólidas y líquidas (García et al., 2021). La gestión inadecuada de los mismos conlleva a la alteración de la calidad de los recursos naturales. Ejemplo de ello es la contaminación que se ha detectado en la región pampeana, en cursos y cuerpos de agua próximos a *feedlots* (Andriulo et al., 2003). El estudio de los efectos que estas actividades provocan en el ambiente es fundamental para comprender la necesidad de realizar un manejo adecuado de las excretas bovinas. Si bien se han pautado guías de buenas prácticas para el manejo de estiércol, su aplicación se ve desalentada ante la ausencia de normativas específicas y de estímulos estatales que la promuevan. Con el propósito de sumar evidencia científica acerca de la movilidad de los componentes del estiércol en el ambiente, y tomando como ejemplo los compuestos fosfatados que tienen la particularidad de quedar fuertemente retenidos a la matriz edáfica, se planteó el objetivo de estimar la profundidad a la cual el fósforo (P) se desplazó verticalmente en



un suelo que sostiene dos zonas de acumulación de estiércol en un feedlot.

Materiales y Métodos

Área de estudio. La investigación se realizó en una unidad productiva (UP) de Buenos Aires, en la región Pampa Ondulada, dedicada principalmente a la alimentación intensiva de ganado bovino (*feedlot*). El exceso de agua pluvial es dirigido mayormente hacia cursos hídricos superficiales cercanos, pertenecientes a la cuenca del río Matanza-Riachuelo. El suelo Molisol sobre el cual se asienta es de textura franco-limosa en superficie a arcillo-limosa en profundidad. El clima de la región es templado muy húmedo (Aliaga, 2018), con una temperatura media anual de 16,7 °C y una precipitación anual media de 1020 mm, considerando el período climático 1981-2010 (SMN, 2020). En la zona, la altura media de la capa freática se encontraba a 4 m por debajo de la cota de boca de pozo, variando entre 1,3 y 5,6 m, según datos del período 2008-2020 (ACUMAR, 2020).

Sistema de producción y manejo de excretas. La UP se dedica a la actividad ganadera intensiva desde hace más de 20 años. Cuenta con 36 corrales que pueden albergar entre 170 y 200 animales por corral, asignando una superficie de 24 a 28 m² por cabeza. Las excretas sólidas suelen ser removidas de los corrales luego de cada ciclo de encierre, apiladas en algún sector dentro de la UP para su estabilización, y esparcidas sobre lotes agrícolas como abono de suelos. Las excretas líquidas, por su parte, son dirigidas por medio de canales artificiales hacia lagunas de contención y sedimentación, las que a su vez se encuentran asentadas sobre un horizonte argílico previamente compactado para reducir infiltraciones.

Sitios de muestreo. Dentro de la UP se seleccionaron tres sitios, dos de los cuales representan zonas de acumulación de estiércol y uno, el sitio control: 1- un sitio donde se apiló sucesivamente el estiércol sólido desde alrededor del 2004 hasta el 2010, y luego se lo distribuyó como abono en dosis elevadas; 2- un sitio de excavaciones en el suelo donde se acumuló el estiércol líquido (lagunas) hasta su colmatación, y la capa de lodo formada no fue removida por años; 3- un sitio que no recibió estiércol.

Recolección de muestras. En cada uno de esos sitios se marcaron puntos de muestreo equidistantes entre sí: cuatro puntos en los sitios 1 y 2, y cinco puntos en el sitio 3. En cada punto se tomaron muestras compuestas sistemáticas cada 10 cm de profundidad,



conformadas por 10 muestras simples de material disturbado cada una. En el sitio 1 se tomaron muestras hasta los 150 cm, y en el sitio 3, hasta los 180 cm de profundidad. En el sitio 2 se eligieron cuatro de las cinco excavaciones profundas (lagunas) por haberse colmatado y encontrarse en desuso, para muestrear la capa de lodos (unos 40 cm de espesor), y el suelo subyacente a dicha capa (unos 30 cm por debajo de la interfase lodo-suelo), no pudiendo profundizar mucho más el muestreo debido a la influencia de la capa freática. Las muestras fueron recolectadas durante el 2013.

Análisis de laboratorio. Las muestras de suelo y de lodo, acondicionadas en bolsas plásticas para que mantuvieran la humedad, fueron trasladadas en conservadoras hasta el laboratorio donde, luego de separar alícuotas para la determinación de humedad y otros parámetros, se las dejó secar al aire, se las molió y tamizó con malla de 2 mm de diámetro. Luego se les analizó la concentración de P extraíble en agua (P H₂O), lábil (P Bray) y total (P total), según procedimientos estandarizados (Bargiela et al., 1997; Bray y Kurtz, 1945; Murphy y Riley, 1962; Self-Davis et al., 2000). Aunque se realizaron varios análisis sobre las muestras, en este trabajo sólo se mencionan los compuestos fosfatados.

Análisis de datos. Se utilizó estadística descriptiva e inferencial para el análisis de los datos, mediante el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2008). Los datos de concentración de P del suelo y de la capa de lodo permitieron ajustar funciones matemáticas para estimar la profundidad de desplazamiento vertical del nutriente procedente del estiércol hasta alcanzar la concentración *background* esperable, definida por el sitio control. Los resultados de los parámetros analizados de los sitios 1 y 2, así como las funciones matemáticas ajustadas, se presentan en gráficos.

Resultados

Los valores de P H₂O, Bray y total analizados en los sitios 1 y 2 se presentan en las figuras 1 y 2, respectivamente. Para cada variable analizada se muestra la ecuación de la función matemática que alcanzó un mejor ajuste a los datos, que en todos los casos fue de tipo exponencial.

Para el sitio 1 (figura 1), las ecuaciones estiman, por un lado, la máxima concentración de P en la superficie del suelo: 352 mg.kg⁻¹ de P H₂O, 1337 mg.kg⁻¹ de P Bray, y 9523 mg.kg⁻¹ de P total. Por el otro, permiten estimar la concentración de P a distintas profundidades. Dado que en los 150 cm del perfil del suelo (sitio 1) no se detectó el frente



de avance del nutriente, considerando las tres variables analizadas, se calculó entonces hasta qué profundidad pudo haberse movilizado el nutriente. Para ello se fijó la ordenada (y) en un valor de concentración igual a la que se encontró en el sitio control (sitio 3) a una profundidad equivalente a la máxima profundidad muestreada del sitio 1 (150 cm) y se despejó el valor de la abscisa (x). Los valores de concentración del sitio 3 se consideraron concentraciones *background* (datos no mostrados); a los 150 cm dichos valores fueron 0,9, 2,54 y 302,5 mg P-PO₄³⁻.kg suelo⁻¹ para las variables P H₂O, P Bray y P total, en cada caso. Reemplazando estos datos en cada una de las ecuaciones de la figura 1 se estimó que el P proveniente de las excretas bovinas sólidas en el sitio 1 se pudo haber movilizado hasta los 199 cm en sus formas extraíbles con agua, hasta los 209 cm en sus formas lábiles y hasta los 69 cm como P total. Por lo tanto, en esta región subhúmeda las formas solubles y lábiles de P de origen orgánico pudieron haber alcanzado los 2 m de profundidad dentro del suelo Molisol bajo estudio. En el caso de P total, observando los datos experimentales, se comprende que la ecuación subestima la concentración en los estratos inferiores del suelo.

Las ecuaciones matemáticas para el sitio 2 se establecieron considerando los datos de la capa de lodo y los del suelo subyacente a la interfase lodo-suelo, ya que el fosfato presente en el lodo puede migrar verticalmente, atravesar la interfase lodo-suelo y seguir profundizando dentro del sistema edáfico. Así, en el sitio 2 (figura 2), se pudo estimar la máxima concentración de P en la interfase lodo-suelo, donde se desarrolla el biofilm: 82 mg.kg⁻¹ de P H₂O, 439 mg.kg⁻¹ de P Bray, y 3488 mg.kg⁻¹ de P total. Al igual que en el sitio 1, tampoco se detectó el frente de avance del nutriente en los 30 cm muestreados del suelo que sirve de piso a las lagunas. Para calcular la profundidad a la cual se pudo movilizar el P hasta alcanzar concentraciones *background* se consideraron los valores de concentración del estrato 170-180 cm de profundidad del sitio 3, que aproximadamente coincide con el estrato 20-30 cm del suelo por debajo de la interfase lodo-suelo del sitio 2; a los 180 cm dichos valores fueron 0,49, 3,19 y 303,1 mg P-PO₄³⁻.kg suelo⁻¹ para las variables P H₂O, Bray y total, respectivamente. Reemplazando estos datos en las ecuaciones de la figura 2 se estimó que el P de las excretas bovinas líquidas se pudo haber movilizado hasta los 256 cm en sus formas extraíbles con agua, hasta los 246 cm en sus formas lábiles y hasta los 122 cm como P total dentro del suelo, por debajo del biofilm. El permanente ingreso de humedad y las condiciones reductoras que caracterizan a este sitio pudieron haber favorecido esta mayor profundización del nutriente.

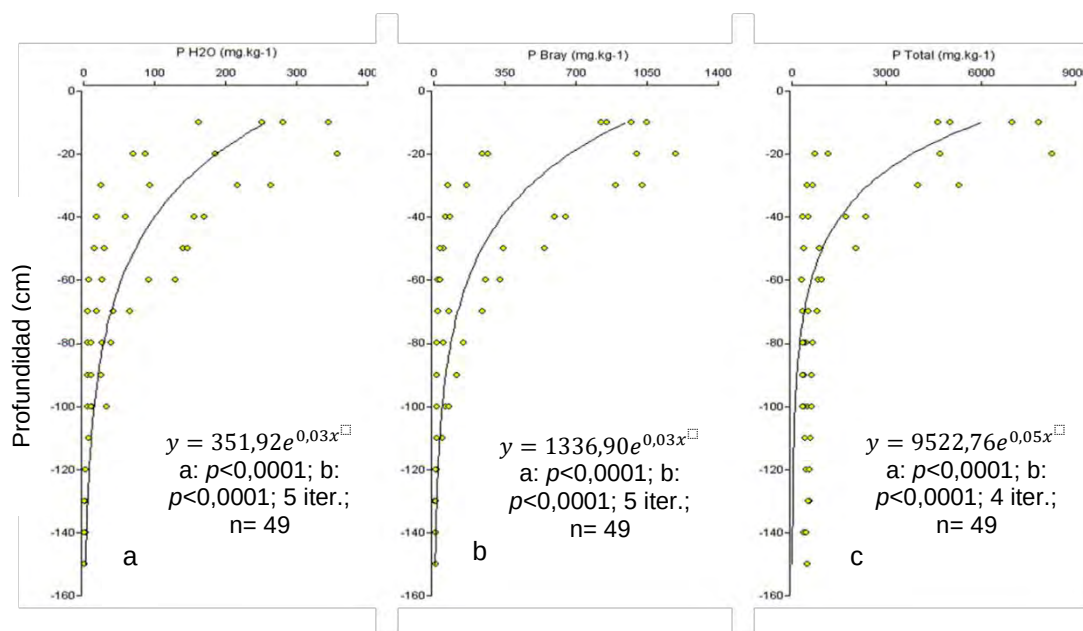


Figura 1. Concentración de P en el perfil del suelo del sitio 1 por acumulación de estiércol sólido: a) P H₂O, b) P Bray, c) P total. Eje y: concentración de P (mg.kg⁻¹). Eje x: profundidad (cm). Se muestran las ecuaciones de las funciones matemáticas que ajustaron a los datos experimentales.

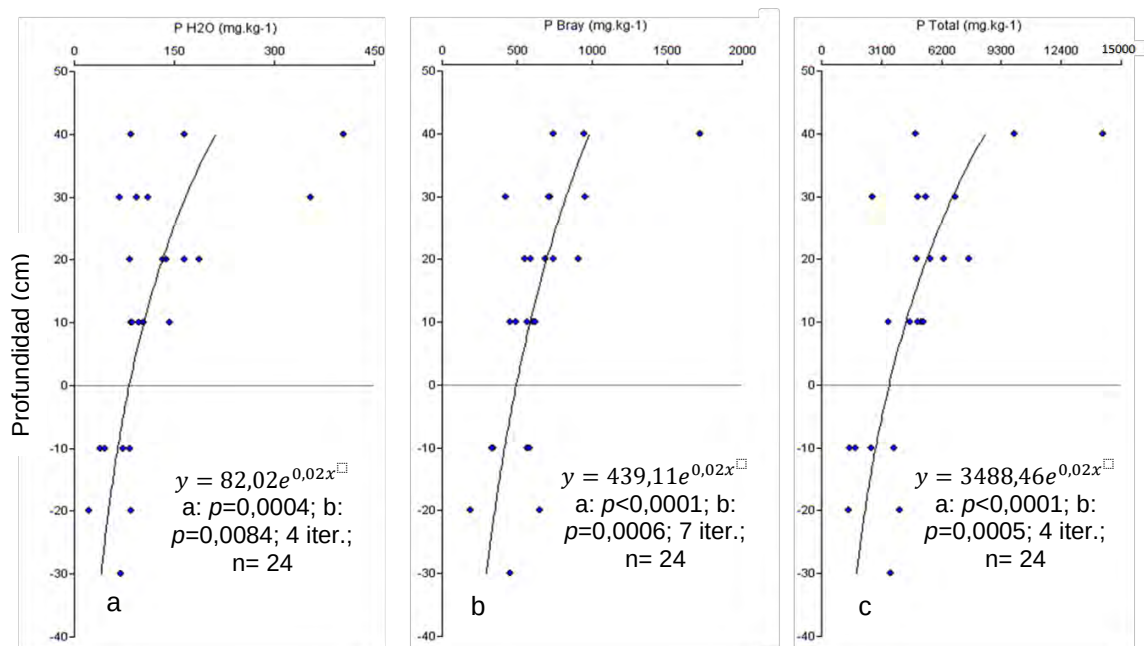


Figura 2. Concentración de P en el perfil muestreado del sitio 2, por acumulación de estiércol líquido: a) P H₂O, b) P Bray, c) P total. Eje y: concentración de P (mg.kg⁻¹). Eje x: profundidad (cm). En el eje x, el cero indica la interfase lodo-suelo; los valores positivos refieren al lodo y los negativos, al suelo. Se muestran las ecuaciones de las funciones matemáticas que ajustaron a los datos experimentales.

Considerando que el piso de las lagunas se encontraba alrededor de 1,5 m por debajo de la superficie del suelo, el desplazamiento de las formas solubles y lábiles con el líquido que infiltra pudo haber alcanzado los 4 m de profundidad, mientras que los compuestos



orgánicos de mayor peso molecular que conforman el P total parecieran no haber alcanzado los 3 m.

Aunque estos cálculos necesitan ser corroborados con un muestreo aún más profundo del suelo, sabiendo que el techo del agua freática oscila alrededor de los 4 m de profundidad, es probable que el nutriente esté enriqueciendo la misma, modificando su calidad.

Conclusiones

En este trabajo se logró estimar cuantitativamente la profundidad a la que el P se desplazó en un suelo Molisol de un establecimiento dedicado a la alimentación intensiva de bovinos. Bajo un sitio de acumulación y distribución de estiércol sólido, las especies solubles y lábiles pudieron haber alcanzado los 2 m, mientras que bajo un sitio de acumulación de estiércol líquido (lagunas), dichas especies pudieron haber alcanzado los 4 m de profundidad.

Bibliografía

ACUMAR (Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo). (2020). Autoridad de la Cuenca Matanza-Riachuelo [Internet] Ministerio de Obras Públicas, Presidencia de la Nación; Buenos Aires: Argentina; 2006-. Recuperado: octubre de 2020, de ACUMAR: <https://www.acumar.gob.ar>

Aliaga, V. (2018). *Variabilidad climática de la Región Pampeana y su efecto sobre las lagunas de la región*. Tesis de Doctor en Geografía. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo, Secretaría General de Posgrado y Educación Continua.

Andriulo, A., Sasal, C., Améndola, C. & Rimatori, F. (2003). Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*. 32(3):27-56.

Bargiela, M., Rendina, A., & Fabrizio, A. (1997). Determinación de fósforo total en suelos de la pampa deprimida. *Información Tecnológica*. 8 (6): 147-152.

Bray, R. & Kurtz, L. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science*. 59: 39-45.

Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., et al. (2008). *InfoStat*. (versión 2008).



Córdoba, Argentina: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.

García, A.R., Bereterbide, J. y Prosdócimo, F. (2021). *Manejo de residuos de producciones animales intensivas: Avícola, porcina y bovina (tambo y feedlot) Hacia una gestión sustentable*. Coordinadoras. Ed. INTA, 134 pág., Buenos Aires, Argentina.

Murphy, J. & Riley, H. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 27: 31-36.

Self-Davis, M., Moore, P. & Joern, B. (2000). Determination of water and/or dilute salt extractable phosphorus. En G. M. Pierzynski (Ed.), *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters - Southern Cooperative Series Bulletin N°396* (pp. 24-26). North Carolina State University, US: SERA-IEG 17 (Southern Extension/Research Activity - Information Exchange Group).

SMN (Servicio Meteorológico Nacional). (2020). Servicio Meteorológico Nacional [Internet] Ministerio de Defensa, Presidencia de la Nación; CABA: Argentina; 1872-. Recuperado: octubre de 2020, de SMN: <https://www.smn.gob.ar/>



PROBLEMAS GEOQUÍMICOS ASOCIADOS CON EL MANGANESO Y EL HIERRO EN LOS SUMINISTROS CON AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

GEOCHEMICAL ISSUES ASSOCIATED WITH MANGANESE AND IRON IN SURFACE AND GROUNDWATER SUPPLIES

Blarasin, Mónica¹; Cabrera, Adriana¹; Prámparo, Santiago^{1,2}; Pascuini, Miguel^{1,2}; Schroeter, German^{1,2}; Matteoda, Edel¹; Becher Quinodóz, Fátima^{1,2}; Felizzia, Juan¹; Giacobone, Daniela^{1,2}; Lutri, Verónica^{1,2}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. mblarasin@exa.unrc.edu.ar

Resumen

El agua superficial y subterránea extraída en Almafuerte para suministro humano presenta contenidos moderados en sulfatos, Fe y Mn, produciéndose precipitación de sales de Fe/Mn en cañerías y sanitarios. El objetivo es mostrar la geoquímica de aguas en este ambiente y sus relaciones con factores naturales y antrópicos. En el lago y ámbito acuífero periférico, impactados por la llegada de materia orgánica (MO) desde saneamiento in situ urbano, fertilizantes, etc. o escurrimientos naturales (MO de suelos), hay más Fe^{2+} y Mn^{2+} disueltos ya que estos metales entran en solución y son estables en ella cuando el OD es bajo (consumido para degradar MO). Al ser extraída, el agua se oxigena precipitando $Fe(OH)_3$ que a su vez remueve el Mn (se adsorbe/co-precipita). En el acuífero libre, la mejor calidad de agua (dulce, oxidante, sin Fe y Mn disueltos), ocurre en la faja fluvial del río Tercero con paleocauces de arenas-gravas. Allí se hicieron perforaciones, con resultados positivos para el abastecimiento.

Palabras clave: Hidrogeoquímica, Procesos Redox, Agua de consumo.

Introducción

La Cooperativa de Agua y Servicios Limitada de Almafuerte, de la localidad cordobesa (Fig. 1), capta agua superficial del lago Piedras Moras (bombas 1 y 2 en el Fuste), de una perforación de gran diámetro ubicada a orillas del lago (cisterna con bombas 3 y 4). En todos los casos el agua presenta contenidos moderados a altos en sulfatos, Fe y Mn. Especialmente Fe y Mn, precipitan como sales en cañerías y sanitarios generando problemas típicos. El objetivo de este trabajo es mostrar aspectos de la geoquímica de agua superficial y subterránea en este ambiente, con especial referencia a Fe y Mn, y sus relaciones con factores naturales y antrópicos.

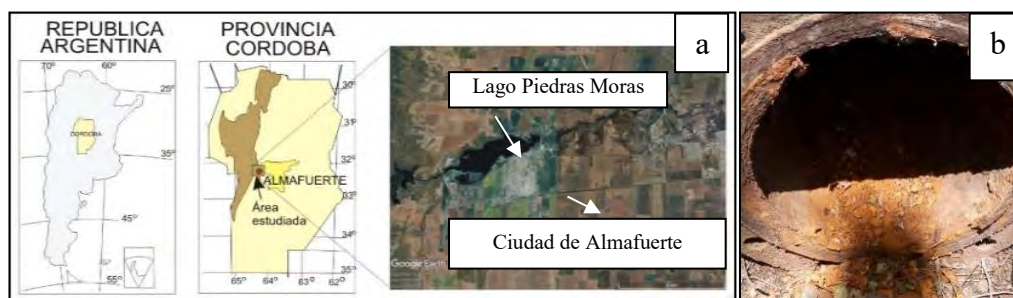


Figura 1. a) Ubicación del área de estudio. b) Caños y precipitados de sales de Fe.

Materiales y métodos

Se analizaron Hojas Geológicas (1:250.000) y topográficas IGN (1:50.000), imágenes satelitales, etc. Se realizó el análisis estadístico descriptivo de la serie hidrometeorológica Almafuerite para el período 1979-2025. En 2022-2023 se realizó el relevamiento geológico, hidrológico y de uso del territorio. Se ejecutaron sondeos eléctricos verticales (SEV) para interpretar características litológicas y potencialidades acuíferas. Las litologías observadas en superficie y su grado de fracturamiento, permitieron estimar conductividad hidráulica (K) de los diferentes materiales acuíferos. Se recopilaban datos del diseño de pozos, se midieron profundidades del nivel freático, con sonda piezométrica Solinst y parámetros de calidad con sonda multiparamétrica Hanna: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE), salinidad (SDT) y oxígeno disuelto del agua (OD). Se recolectaron muestras (24 subterránea y 5 superficiales) en botellas PET. Los análisis físico-químicos se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica -UNRC, según técnicas convencionales (APHA, 2017). Se determinaron: CO_3^{2-} - HCO_3^- SO_4^{2-} : Cl^- y Ca^{2+} y Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NO_3^- , Fe y Mn. Se elaboraron mapas y gráficos hidrodinámicos e hidrogeoquímicos. Se realizaron cálculos estequiométricos (masas molares, balance redox) y se tuvieron en cuenta datos de modelos de adsorción (capacidad de hidróxidos de hierro) de bibliografía (Appelo y Postma, 2005). Se clasificaron las aguas por su aptitud para consumo humano según el Código Alimentario Argentino (CAA) y la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APHRI) Córdoba. Las interpretaciones realizadas permitieron definir áreas de mayor potencialidad de explotación, diseño preliminar de captaciones, etc.

Resultados

La localidad de Almafuerite se encuentra ubicada en el extremo sur de la Sierra Chica de Córdoba. La Sierra de los Cóndores y de las Peñas se ubican al Oeste de la localidad donde afloran esencialmente esquistos biotíticos, gneises granatíferos, anatexitas y

granitos anatócticos con escasas intercalaciones de mármoles, para y orto anfíbolitas, de edad neoproterozoica-cámbrica (Bonalmi et al., 2005). La sierra de los Cóndores se caracteriza por presentar afloramientos correspondientes al Cretácico inferior y Terciario inferior, formados por un complejo sedimentario volcánico cuyas unidades litológicas más sobresalientes son los conglomerados polimícticos y limoarcilitas rojas interestratificadas con basaltos alcalinos y traquitas (Bonalmi et al., 2005). Los resultados hallados en perforaciones y las inferencias realizadas a partir de los resultados de los SEV muestran que, en el área extraserrana, domina una cubierta de sedimentos eólicos loésicos, areno-limosos del Holoceno y Pleistoceno Superior. Aflorando y en profundidad hay importantes depósitos de sedimentos aluviales y coluviales areno gravosos de edad Holocena vinculados al abanico aluvial del río Tercero (Fig. 2).

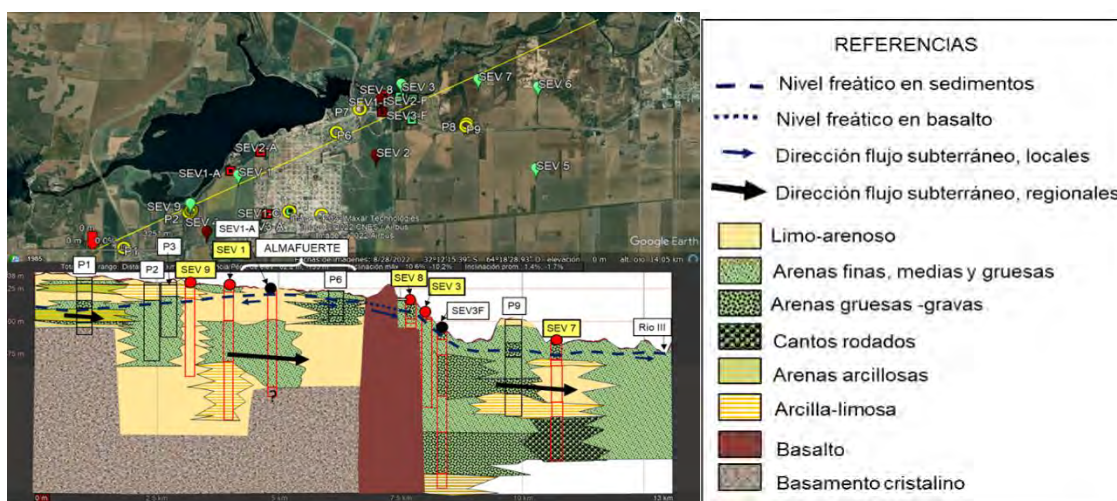


Figura 2. Perfil hidrogeológico que muestra los materiales presentes en el subsuelo.

Los aspectos hidrogeológicos principales están representados por un medio sedimentario dominante en la propia localidad y alrededores, con un sistema de flujo del acuífero libre (Fig. 3) en el que destaca una divisoria de aguas subterráneas sobre la propia ciudad, con la parte occidental del flujo subterráneo urbano, recargado por los efluentes del saneamiento in situ, dirigiéndose hacia el lago Piedras Moras (PM). En el caso del agua del lago PM los conocidos problemas de sulfatos, Fe y Mn elevados, están fundamentalmente vinculados a la dinámica del lago y a las actividades humanas circundantes. Como todo cuerpo léntico y aunque recibe aguas del río Tercero, cuyo nivel esta manejado por la acción operativa de los vertederos de los diques, puede presentar problemas de eutrofización por llegada de partículas de sedimentos, materia orgánica



(MO) y de nutrientes varios (N, P, K, Ca, etc.). Estos son responsables de generar el proceso lento de eutrofización y las consecuencias mencionadas. El material filtrante

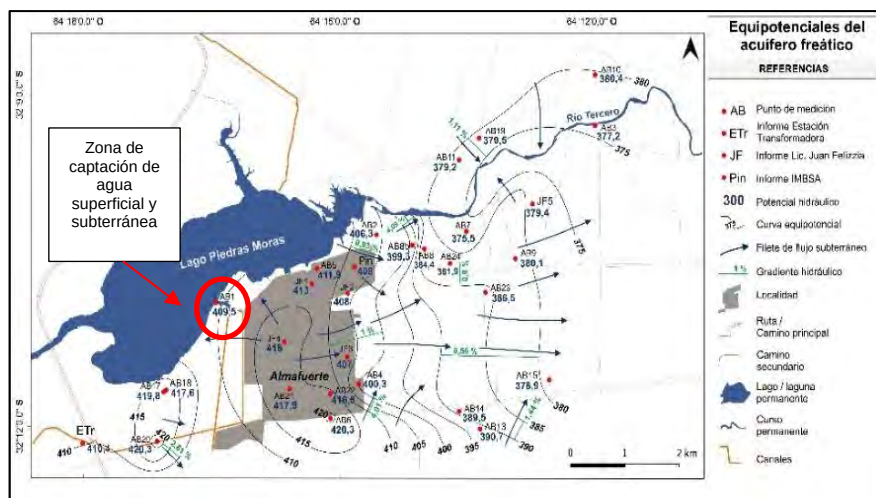


Figura 3. Mapa equipotencial del acuífero libre.

colocado en el fondo del lago en la zona del “fuste” (construcción cilíndrica de ladrillos dentro del cual se ubican las 2 bombas de extracción de agua del lago para la ciudad) se encuentra cubierto por sedimentos finos. Dado que parte de la MO particulada o disuelta ($< 0,45 \mu\text{m}$) que llega desde los escurrimientos superficiales o vía subterránea desde la ciudad (derivado del saneamiento in situ) al agua, se degrada en presencia de oxígeno, ocurre la siguiente ecuación:



Materia orgánica + oxígeno = dióxido de carbono + agua

Así, comienza a disminuir el OD en el agua, usado para degradar la MO. Los valores más bajos son del orden de 2 mg/L durante el verano y los más altos corresponden al invierno (los gases se disuelven más en el frío). En estos meses de calor también aparece más hierro/manganeso disuelto (Cabrera et al., 2025). Al disminuir el OD las bacterias que se nutren de la transferencia de electrones en las reacciones de óxido-reducción, usarán luego el oxígeno del NO_3^- y luego acudirán a las partículas de los sedimentos como son óxidos e hidróxidos férricos y mangánicos, para extraer el oxígeno, lo que implicará la puesta en solución en el agua de Mn^{2+} y Fe^{2+} (Fig. 4). Colabora en esta situación el hecho de que el CO_2 en agua se transforma en ácido carbónico por lo que la degradación de materia orgánica lleva a la acidificación del agua y decrecimiento del pH, lo cual facilita la disolución de los metales Fe^{2+} y Mn^{2+} (Xu y Li, 2024). Igual reacción

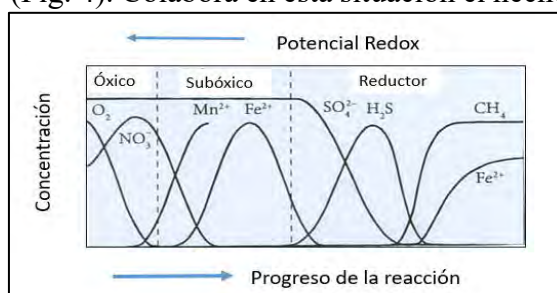
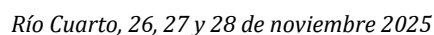


Figura 4. Secuencia redox típica.



Mapa de la zona de estudio en el municipio de Piedras Blancas, Tlaxcala, México. El mapa muestra el Lago Piedras Blancas, el Ejido urbano de Piedras Blancas, y las rutas y caminos rurales. Se indican 21 puntos de muestreo (AB1, AB2, AB3, AB4, AB5, AB6, AB7, AB8, AB9, AB10, AB11, AB12, AB13, AB14, AB15, AB16, AB17, AB18, AB19, AB20, AB21) con sus respectivos valores de hierro (mg/L) y niveles de contaminación (verde, amarillo, naranja, rojo). Se incluye una escala de 0 a 2 km y una brújula.

REFERENCIAS

- Ejido urbano
- Rutas
- Caminos rurales
- Canales

Contenido de Hierro (mg/L)

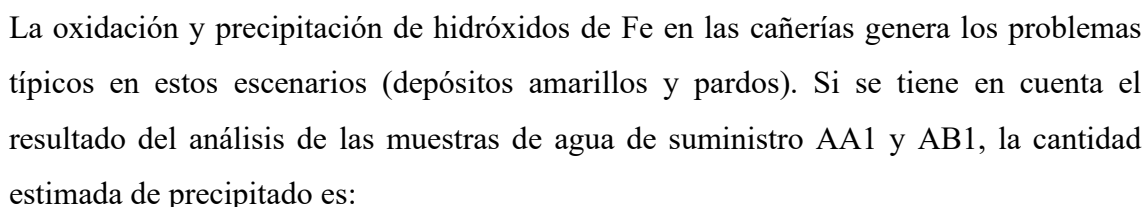
Agua subterránea

- <0,01 mg/L
- 0,01-0,3 mg/L
- 0,3-1,0 mg/L
- > 1,0 mg/L

Agua superficial

- <0,01 mg/L
- 0,01-0,3 mg/L
- 0,3-1,0 mg/L
- > 1,0 mg/L

solubilidad (ej. ácidos húmico y fúlvico (presentes en suelos y aguas naturales). Cuando el agua es extraída para abastecimiento y circula por la cañería se oxigena, como ocurre en la zona de estudio, hay primero una cinética de oxidación del Fe^{2+} que depende de O_2 , pH, Eh y un subsecuente equilibrio de solubilidad del Fe^{3+} (que queda regido por el K_{ps} de $\text{Fe}(\text{OH})_3 \approx 10^{-39}$ que, como se observa es muy insoluble). El O_2 actúa como oxidante, la reacción final que lleva a la precipitación es:



Muestras de suministro AB1 (acuífero libre): 4,2 mg/L de Fe^{2+} disuelto producirán 8,05 mg/L de $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Para el pH medido en las muestras (6,85–7,06) se favorece la oxidación de Fe^{2+} pero no la de Mn^{2+} , que requiere pH más alto (Stumm y Morgan 1996). Es poco probable que se forme MnCO_3 por la baja concentración de Mn en las muestras (0,1–0,3 mg/L respectivamente). Mn^{2+} es de cinética lenta y la oxidación es 100–1.000 veces más lenta



que la del Fe^{2+} en las mismas condiciones. Cuando Mn sale de la solución en el proceso de distribución de agua, puede haberse adsorbido/co-precipitado con $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Los hidróxidos de hierro (especialmente ferrihidrita, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ amorfo) tienen sitios activos superficiales que adsorben cationes divalentes como Mn^{2+} , Zn^{2+} o Cd, aunque Ca^{2+} o Mg^{2+} compiten por los sitios activos. Aunque la superficie del $\text{Fe}(\text{OH})_3$ aún tiene carga levemente positiva ($\text{pH} < \text{PZC}$, Punto de carga cero), el Mn^{2+} forma enlaces directos Fe-O-Mn (esfera interna), superando cualquier repulsión electrostática residual. Esto ocurre porque la afinidad química del Mn^{2+} por los grupos -OH superficiales es alta en pH neutro a ligeramente alcalino. A pH 7,5, estudios muestran que $> 70\%$ del Mn^{2+} puede adsorberse al $\text{Fe}(\text{OH})_3$, incluso si la carga neta es + (Dzombak y Morel, 1990). Algunos estudios demuestran que pueden adsorberse hasta 0,1–0,5 mg Mn/mg $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Stumm y Morgan, 1996), por lo que:

AA1: 1,51 mg/L $\text{Fe}^{2+} \rightarrow 2,89$ mg/L $\text{Fe}(\text{OH})_3 \rightarrow$ Podría adsorber $\sim 0,3\text{--}1,4$ mg/L Mn^{2+} (pero solo hay 0,3 mg/L, por lo que removería casi todo el Mn del agua).

AB1: 4,2 mg/L $\text{Fe}^{2+} \rightarrow 8,05$ mg/L $\text{Fe}(\text{OH})_3 \rightarrow$ Podría adsorber $\sim 0,8\text{--}4$ mg/L Mn^{2+} (pero solo hay 0,1 mg/L, entonces hay remoción completa del manganeso del agua).

Un aspecto para destacar es que la oxidación bacteriana de Mn^{2+} a MnO_2 en pH neutro (6,5–7,5) está bien documentada en cepas como *Leptothrix spp.* y *Pseudomonas spp.*, especialmente en biofilms que colonizan infraestructuras hidráulicas (Tebo et al., 2004). Si se observa el mapa de la figura 5, en el agua subterránea de sectores con aguas oxidantes (OD mayor a 4 mg/L) los valores de Fe y Mn son indetectables (Blarasin et al., 2022).

Conclusiones

La dinámica y geoquímica del agua en el área están controladas por factores morfotectónicos, litológicos y antrópicos. Tanto el lago como su periferia reciben materia orgánica (MO) de origen antrópico (ej. saneamiento in situ, fertilizantes agrícolas) y natural (escurrimientos con MO derivada de la erosión de suelos). Este aporte genera un escenario redox típico en el lago y el acuífero libre adyacente, donde la concentración de oxígeno disuelto (OD), el pH, la temperatura y la actividad bacteriana regulan la movilidad de Fe^{2+} y Mn^{2+} . En el lago el aumento de MO consume OD, favoreciendo la reducción de óxidos/hidróxidos de Fe y Mn y liberando sus formas solubles (Fe^{2+} , Mn^{2+}). La turbiedad, asociada a partículas finas (posibles fuentes de metales), y la temperatura



(menor OD en épocas cálidas) agravan el problema. El agua extraída para abastecimiento circula por las cañerías y al oxigenarse ocurre primero una cinética de oxidación del Fe^{2+} que depende de O_2 , pH, Eh y un subsecuente equilibrio de solubilidad del Fe^{3+} , que queda regido por su bajo K_{ps} , precipitando $\text{Fe}(\text{OH})_3$ que a su vez remueve el Mn que puede adsorberse/co-precipitarse con ese compuesto. En períodos lluviosos (verano-otoño), el ingreso de agua oxigenada al lago desde la cuenca alta contrarresta el efecto de la temperatura, reduciendo los niveles de metales. En el acuífero libre, a orillas del lago, los procesos químicos son similares, también aparecen metales disueltos y si bien no se monitorearon variaciones temporales, sí hay diferencias espaciales significativas: la mejor calidad del agua (baja salinidad, condiciones oxidantes y menores concentraciones de Fe/Mn disueltos) se registró en la faja fluvial del río Tercero, donde los paleocauces con sedimentos gruesos (gravas-arenas) favorecen la recarga, flujo rápido y altos volúmenes de agua. Las exploraciones mediante perforaciones confirmaron su potencial para abastecimiento, lo que solucionará los problemas descriptos.

Agradecimientos: Esta investigación contó con el apoyo de la Fundación Williams y SeCyT-UNRC.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard methods for examination of water and wastewater* (23rd Ed.). APHA, AWWA, WPCF, Washington.

Appelo, C. A. J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd ed.). CRC Press.

Blarasin M., Cabrera A., Felizzia, J., et al. (2022). *Propuesta de exploración hidrogeológica para definir posibles fuentes de abastecimiento de agua para la ciudad de Almafuerde, Córdoba*. [Informe Técnico Inédito]. Universidad Nacional de Río Cuarto.

Bonalumi, A., Martino, R., Sfragulla, J., et al. (2005). *Hoja Geológica 3363-I, Villa María, Prov. Córdoba*. Instituto de Geología y Recursos Minerales, SEGEMAR. Boletín 347. Buenos Aires.

Cabrera A., Blarasin M., Becher Quinodóz F., et al. (2025). *Causas de las variaciones estacionales en las concentraciones de Fe y Mn en el agua de abastecimiento de la localidad de Almafuerde* [Informe Técnico Inédito]. Universidad Nacional de Río Cuarto.

Dzombak, D. A. & Morel, F. M. M. (1990). *Surface complexation modeling: Hydrous*



ferric oxide. Wiley. Interscience.

Stumm, W., Morgan, J. J. & Drever, J. I. (1996). Aquatic chemistry. *Journal of environmental quality*, 25(5), 1162.

Tebo, B. M., Bargar, J. R., Clement, B. G., et al. (2004). Biogenic manganese oxides: Properties and mechanisms of formation. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 32, 287-328.

Xu, F. & Li, P. (2024). Biogeochemical mechanisms of iron (Fe) and manganese (Mn) in groundwater and soil profiles in the Zhongning section of the Weining Plain (China). *S, T Environment*, 939, 173506.



MOVILIZACIÓN DE VANADIO EN ACUÍFERO LOÉSSICO: EFECTOS DE IONES COMPETITIVOS CONDICIONES VARIABLES DE ALCALINIDAD Y REDOX

VANADIUM MOBILIZATION IN A LOESS AQUIFER: COMPETITIVE ION EFFECTS UNDER VARIABLE ALKALINITY AND REDOX CONDITIONS

Giacobone, Daniela B.^{1,2}; Matteoda, Edel²; Blarasin, Monica²; Lutri, Verónica^{1,2}; Schoreter German^{1,2}

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina, ²Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. CONICET. dgiacobone@exa.unrc.edu.ar

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la movilidad de Vanadio (V) en aguas subterráneas del acuífero libre loésico en el centro-este de Córdoba, Argentina, considerando la influencia de iones competidores. Se censaron 14 perforaciones y se analizaron parámetros in situ y de laboratorio, las que se analizaron estadísticamente y con modelación geoquímica (PRHEEQC). Diez muestras fueron seleccionadas para análisis de elementos traza. Las aguas son predominantemente bicarbonatadas sódicas, con pH neutro a alcalino y condiciones oxidantes. Se observaron altas correlaciones entre As, F⁻ y V, vinculadas a procesos de desorción en óxidos de Fe y a la presencia de vidrio volcánico y fluorita en los sedimentos. La adsorción de V disminuye 40–50 % en condiciones alcalinas por competencia con HCO₃⁻, AsO₄³⁻, F⁻ y OH⁻. Los resultados modelados mostraron alta concordancia con los medidos (r=0,99), evidenciando la importancia de la geoquímica del medio en la movilidad del V.

Palabras clave: Loess, Vanadio, Arsénico, Flúor.

Introducción

Vanadio (V) puede encontrarse en altas concentraciones como vanadato (HVO₄²⁻ o VO₄³⁻) en aguas de pH alto, óxicas y alcalinas (Wright y Belitz, 2010), pudiendo provenir de hidrólisis del vidrio volcánico, de minerales de sedimentos loésicos y sorción y desorción sobre superficies de óxidos y oxihidróxidos de aluminio (Al), hierro (Fe) y manganeso (Mn) (Nicolli et al., 2012; Alvarez y Carol, 2019) aunque también puede estar en condiciones reductoras. La firma de los isótopos de V ($\delta^{51}\text{V}$) cercanas a rocas ígneas (~ -1 ‰) muestran su posible procedencia (Wu et al., 2021). Puede encontrarse acompañado de elementos Arsénico (As), flúor (F), molibdeno (Mo) y cromo (Cr) en el



agua subterránea (Matteoda y Blarasin, 2016; Bécher Quinodóz et al., 2019; Peel et al., 2022, entre otros). Por su parte, la presencia de As en el agua está condicionada por factores naturales, dada la presencia de componentes piroclásticos en el loess pampeano, especialmente vidrio volcánico, minerales y otros fragmentos líticos. Y puede liberarse como (AsO_4^{3-}) , es decir As (V) bajo condiciones oxidantes y alcalinas, típicas de acuíferos loésicos, mientras que se moviliza como As (III) (más tóxico y soluble) en condiciones reductoras. Se libera a la solución por hidrólisis de vidrio volcánico y desorción de óxidos e hidróxidos de Fe y Mn en condiciones de alto pH (Smedley y Kinniburgh, 2002; Matteoda y Blarasin, 2016). En cuanto a F^- , no hay una sola razón que explique su presencia y comportamiento en acuíferos, sin embargo, Nicolli et al. (1997), Matteoda et al. (2007) y Blarasin et al. (2014) remarcan la vinculación entre la composición mineralógica de los sedimentos con fluorita, fluorapatita, anfíboles, micas y piroxenos, con los tenores de flúor disueltos. Además, los pH entre 7,60 y 8,60 y la condición alcalina y sódica los mantienen en solución (Blarasin, 2003; Matteoda, 2012). Existen factores que favorecen la co-liberación de As y V, por ejemplo, la reducción de óxidos de hierro puede liberarlos por desorción a pH alto, lo que aumenta la solubilidad de ambos por competencia con OH^- . El objetivo de este trabajo fue evaluar las características físico-químicas del agua subterránea y las posibilidades de movilización de vanadio en un acuífero loésico evidenciando la relación con iones competidores en condiciones alcalinas y redox variables, en el ámbito rural de Marcos Juárez, centro-este de la provincia de Córdoba.

Caracterización del área

En el sector se realizan actividades agrícolas relacionadas al cultivo de soja y maíz con siembra directa y de forma subordinada ganadería (*feedlots* y *tambos*). Los sedimentos son limosos arenosos y arcillosos, de origen eólico, desde la superficie del terreno hasta 8 a 15 m de profundidad aproximadamente. Hasta los 75 m profundidad se encuentran arenas eólicas muy finas limosas, en algunos casos arcillosas, con presencia de carbonatos que intercalan con lentes de arenas finas o medias. Estos depósitos, típicos de la Llanura Chacopampeana, son los que alojan al acuífero libre. A mayor profundidad se encuentran niveles arcillosos, u arenas limosas/arcillosas pardas-rojizas y espesores muy variables (10 a 50 m) que actúan como base del acuífero libre. En cuanto al material del acuífero libre loésico, ha sido estudiado ampliamente en la región Chacopampeana y se caracteriza por predominancia de materiales livianos (plagioclasa o feldespato potásico),



cuarzo y vidrio volcánico y una menor proporción de fragmentos líticos o minerales pesados (piroxeno, anfíbol, minerales opacos, lamprobolita y muscovita) (Teruggi, 1957; Blarasin, 1984; Sayago et al., 2001). En la fracción limo predomina el vidrio volcánico (mayor al 50 %) y el porcentaje restante se compone de fragmentos monominerales de cuarzo, plagioclasa, feldespato potásico, biotita, anfíbol, piroxeno, opacos, apatita, granate y calcita (Matteoda, 2012), mientras que en la fracción arcilla predominan illitas (Iriondo y Kröhling, 2007).

Materiales y métodos

Se censaron 14 pozos de perforaciones que captan agua del acuífero libre con profundidades de captación entre 1 y 50 m, en marzo del año 2022. In situ se midieron parámetros físico químicos: pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) con Sonda multiparamétrica Hanna HI 9829. Posteriormente, se realizó el análisis físico-químico de elementos mayoritarios disueltos mediante metodología Standard (APHA/AWWA/WEF, 2017) en el laboratorio de Geoquímica del Dpto. de Geología-UNRC. F⁻ se determinó con electrodos de ion selectivo (Orion - Thermo) y As con espectrofotómetro por el método de liberación de gas arsina. En base a criterios de representatividad, se seleccionaron 10 de los sitios, en los que se extrajeron muestras para la determinación de V. Las muestras de agua se filtraron con bomba de vacío y filtro de nylon de 0,45 µm, se acidificaron a pH 2 con ácido nítrico concentrado y se conservaron en frío. 10 muestras seleccionadas se enviaron a Activation Laboratories (ACTLABS, Canadá) para determinación mediante ICP-MS (límite de detección: 0,1 µg/L). El análisis estadístico de las muestras seleccionadas se ejecutó con el código SPSS Release 21® (IBM Corp, 2012). Se realizó el análisis componentes principales con método de rotación de normalización Varimax con Kaiser, para el cual se estandarizaron los valores de las variables. Finalmente, se realizó un modelado preliminar de Adsorción/Desorción usando el modelo de superficie de complejación difusa (DLM) para óxidos de Fe. La ecuación ejemplo de adsorción para goethita es: $K_{ads} = \frac{[\equiv Fe-HVO_4^{2-}]}{[\equiv Fe-OH][HVO_4^{2-}][H^+]}$.

Para predecir la movilidad de V, la metodología de modelación geoquímica se realizó con PHREEQC (Parkhurst y Appello, 2003). En el equilibrio con fases minerales se consideró la interacción del agua con minerales presentes en el sedimento: Óxidos de hierro (ferrihidrita, goethita), principales adsorbentes de V, Calcita (CaCO₃) que controla el equilibrio de carbonatos, pH e Illita. Estos minerales se definieron en el modelo como



fases en equilibrio, lo que significa que el agua interactúa con ellos hasta alcanzar un balance químico (ej. disolución/precipitación de calcita). Respecto a la competencia por adsorción se incluyeron iones competidores (AsO_4^{3-} , HCO_3^- , F^- , OH^-) cuyas constantes de adsorción ($\log_k$) se tomaron de estudios experimentales previos (Dzombak y Morel, 1990; Gustafsson y Bhattacharya, 2007) es decir modelación basada en termodinámica de superficies y datos de la literatura. Se modeló por ajuste inverso (optimización de parámetros), que compara los valores de V medidos en campo con los calculados por el modelo y ajusta automáticamente parámetros como la densidad de sitios de adsorción (Hfo_sOH) o constantes de equilibrio, minimizando las diferencias entre datos reales y simulados.

Resultados

Las muestras relevadas resultaron (Fig. 1a) bicarbonatadas (35,71 %), sulfatadas (21,43 %) y bicarbonatadas-sulfatadas (14,29 %), todas de carácter sódico. El carácter geoquímico de las restantes muestras es bicarbonatada sódico-cálcica, bicarbonatada sódico-potásica, clorurada-sulfatada sódica y sulfatadas-bicarbonatadas cálcicas (un 7,14 % cada uno). La CE varía entre 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25.920 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH de las muestras varió entre 7,06 y 8,02, de neutro a alcalino, y el oxígeno disuelto desde 1,8 a 5,8 mg/L. Las concentraciones de los iones minoritarios y traza medidos en el agua del acuífero libre variaron entre 2,87 y 284,2 $\mu\text{g}/\text{L}$ para As, de 0 a 380 $\mu\text{g}/\text{L}$ para F^- y entre 5,4 a 364 $\mu\text{g}/\text{L}$ para V. Las menores concentraciones de As corresponden a las muestras extraídas de perforaciones someras o provenientes de áreas donde hay mayor presencia de lentes arenosos en el perfil hidrogeológico, mientras que las mayores concentraciones se relacionan a una mayor presencia de sedimentos de tipo loésico en el perfil. La correlación entre As y F^- resultó positiva y media ($r=0,5070$) y entre As y V positiva y muy fuerte ($r=0,8456$) (Fig. 1b). El análisis de componentes principales ($n=10$) permite explicar el 86,5 % de la varianza. Se obtuvieron 2 componentes principales (CP, Fig. 1c): CP 1 agrupa la conductividad eléctrica y los iones mayoritarios del agua y evidenciando que son los iones que explican la salinidad del agua. CP 2 agrupa a OD, pH, As, F y V, mostrando su presencia a pH intermedios a alcalinos (entre 6 y 8) y aguas oxidantes.

Dado que elementos como V y As pueden ser adsorbidos en superficies de goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) y hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), los sitios superficiales $\equiv\text{Fe-OH}^+_2$ son clave. Por ejemplo, la reacción de desorción desde goethita es: $\equiv\text{Fe-HVO42-}+\text{OH}^- \rightarrow \equiv\text{Fe-OH}+\text{HVO42-}$ (V en solución, en este ejemplo desplazado por OH^-). Se destaca que a pH bajos, la carga



positiva en óxidos de Fe favorece la adsorción de aniones (HVO_4^{2-}) mientras que a pH altos, la carga superficial negativa promueve la desorción (aumenta la concentración de V en el agua).

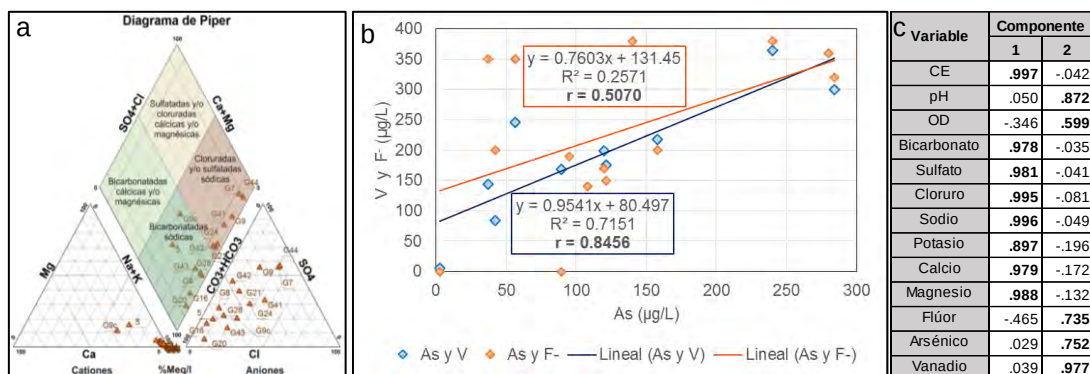


Figura 1. a) Diagrama de Piper de las 14 muestras de agua subterránea. b) Correlaciones As vs F- y As vs V. c) Análisis de componentes principales: Matriz de componentes rotados.

Para modelar (Fig. 2a) se emplearon los competidores As (AsO_4^{3-}), HCO_3^- , F^- , y OH^- (en pH alcalino) y se obtuvieron datos prácticamente iguales a los medidos (Fig. 2b) con una correlación entre ambos de $r=0,99$ (Fig. 2b). Dado que se corrieron modelos con y sin OH^- al incluir éste como competidor se observa que en muestras con $\text{pH} > 7,5$ la adsorción de V disminuye ~5–15 % adicional, es decir tiende a liberar más V. Si no se lo incluye, los valores modelados resultan levemente inferior a los medidos. La muestra Gu9c explica un ambiente reductor dado el Eh disponible medido a campo (-262,8), en ella la especie VO^{2+} (V(IV)) domina, con alta adsorción (> 90 %) incluso con competidores (no se libera V). En las demás, con Eh más alto (entre 4,8 y 123,7) se reproduce el ambiente oxidante y alcalino que libera iones HVO_4^{2-} . En Gu41 (HCO_3^- extremo = 6688 mg/L), la competencia es tan fuerte que solo 8 % del V se adsorbe, marcando la importancia de iones HCO_3^- como fuertes competidores.

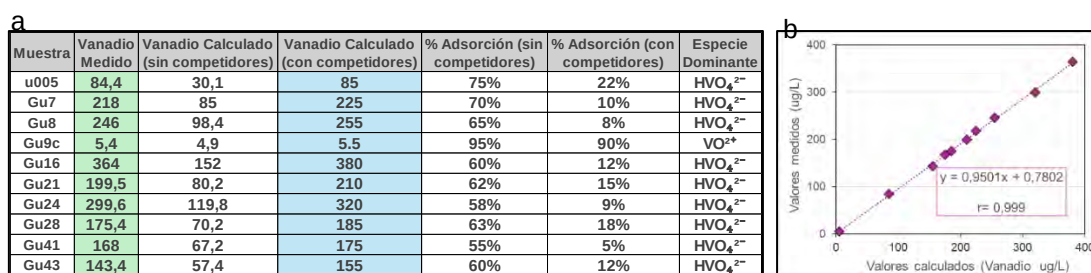


Figura 2. a) Resultados de la modelación inversa (µg/L). b) Valores medidos y calculados con modelo DLM.

Conclusiones

Las características físico-químicas del agua subterránea del acuífero libre en el sector de Marcos Juárez evidencian gran variabilidad en su composición, siendo mayormente



bicarbonatadas o sulfatadas sódicas. El análisis de componentes principales permite identificar cómo los elementos As, F⁻ y V se asocian a aguas oxidantes y pH intermedio a alcalino, reflejando la incidencia de las condiciones geoquímicas del acuífero en la presencia de estos elementos y, además, las condiciones geológicas: presencia de depósitos eólicos loésicos que contienen vidrio volcánico, fases minerales (fluorita, fluorapatita) y óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn y que, mediante procesos de hidrólisis y desorción, habilitan la presencia de estos iones en el agua subterránea.

La modelación numérica de desorción de V en presencia de competidores (HCO₃⁻, As, F⁻ y OH⁻) muestra que su adsorción se reduce entre un 40 % y 50 % en condiciones alcalinas, debido a la competencia por sitios activos en los óxidos de Fe. Sin embargo, en la muestra reductora (Gu9c), donde predomina V(IV) como VO²⁺, la adsorción supera el 90 %, siendo mínima la influencia de los competidores. Los resultados modelados presentan una alta concordancia con los datos experimentales, con discrepancias inferiores al 5–15 %. Como recomendación, se sugiere validar estos hallazgos con estudios experimentales específicos, enfocados en la capacidad de adsorción de los óxidos bajo distintas condiciones geoquímicas (pH, potencial redox y composición iónica).

Referencias bibliográficas

Alvarez, M. & Carol, E. (2019). Geochemical occurrence of As, V and F in groundwater of Patagonia, Arg.: sources and mobilization processes. *Journal of South American Earth Sciences*, 89(1), 1-9.

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard methods for examination of water and wastewater* (23rd Ed.). APHA, AWWA, WPCF, Washington.

Blarasin, M. (1984). *Hidrología subterránea de la zona de Laguna Oscura*. Córdoba. [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Blarasin, M. (2003). *Geohidrología ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural*. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. UniRío Editora, 170 pp.

Bécher Quinodoz, F., Maldonado, L., Blarasin, M., et al. (2019). The development of a conceptual model for As mobilization in a fluvio-eolian aquifer using geochemical and



statistical methods. *Environmental Earth Sciences*, 78(18): 1-24.

Dzombak, D. A. & Morel, F. M. M. (1990). *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. Wiley-Interscience.

Gustafsson, J. P. & Bhattacharya, P. (2007). Geochemical modelling of arsenic adsorption to oxide surfaces. *Environmental Chemistry*, 4 (4), 281–296.

IBM Corp. (2012). IBM SPSS Statistics for Windows, versión 21.0. IBM Corporation, Armonk, NY.

Iriondo, M. & Kröhling, D. (2007). Geomorfología y sedimentología de la cuenca superior del río Salado. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 14(1), 1–23.

Nicolli, H. B., Smedley, P. L. & Tullio, J.O. (1997). Aguas subterráneas con altos contenidos de F, As y otros oligoelementos en el N de La Pampa. *En: Actas del Congreso Internacional del Agua*, 3:40, Santa Fe, Argentina.

Nicolli, H. B., Rusansky, J. E., Blanco, M. del C., et al. (2012). Coocurrencia de U, V y Mo en acuíferos chaco-pampeanos (Arg). *Agua Subterránea Recurso Estratégico*, 86–93.

Matteoda, E. M. (2012). *Evaluación hidrodinámica e hidroquímica de la cuenca del arroyo El Barreal para establecer línea de base ambiental, con énfasis en la geoquímica del Cr*. [Tesis doctoral]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Matteoda, E. M., Blarasin, M., Damilano, G., et al. (2007). Valores característicos del fondo natural de F y As en aguas subterráneas en la cuenca del arroyo El Barreal, Córdoba. *En: II Taller Sobre Arsénico en Aguas*, 31–41, La Plata.

Matteoda, E. M. & Blarasin, M. T. (2016). Elementos traza en aguas subterráneas. Córdoba. Argentina. *Revista Latinoamericana de Hidrogeología ALHSUD*, 10(1), 469-476.

Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. (2003). User's guide to PHREEQC.

Peel, H. R., Balogun, F. O., Bowers, C. A., et al. (2022). Towards Understanding Factors Affecting As, Cr, and V Mobility in the Subsurface. *Water*, 14(3687).

Sayago, J. M., Collantes, M. M., Karlson, A., et al. (2001). Genesis and distribution of the Late Pleistocene and Holocene loess of Arg.: a regional approximation. *Quaternary International*, 76, 247-257.



Smedley, P. L. & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of As in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5): 517–568.

Teruggi, M. E. (1957). The nature and origin of Argentine loess. *Jour. of Sedim. Research*, 27(3), 322-332.

Wu, F., et al. (2021). Vanadium isotope compositions of igneous rocks and implications for the global V cycle. *Earth and Planetary Science Letters*, 553, 116641.

Wright, M. T. & Belitz, K. (2010). Factors controlling the regional distribution of V in groundwater. *Groundwater*, 48(4): 515-525.



UNA PRIMERA APROXIMACIÓN AL ROL DE LA DESCARGA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL APOORTE DE NUTRIENTES EN EL LAGO NAHUEL HUAPI

A FIRST APPROXIMATION TO THE ROLE OF GROUNDWATER SEEPAGE INTO NUTRIENTS LOADING AT NAHUEL HUAPI LAKE.

Lisboa, M. Sol¹; Temporetti, Pedro¹

¹Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (CONICET-UNComahue), Centro Regional Universitario Bariloche, Argentina. msolisboa@comahue-conicet.gob.ar

Resumen

La descarga excesiva de nutrientes sobre los sistemas acuáticos es uno de los impactos antrópicos más importantes que sufren los recursos hídricos debido a la cantidad y diversidad de efectos negativos que esta genera sobre los mismos. El fósforo (P) es considerado uno de los principales nutrientes limitantes para la productividad primaria en sistemas templados de agua dulce. El manejo ambiental de la descarga excesiva de nutrientes requiere previamente determinar las contribuciones relativas de todas las fuentes y vías de transporte existentes en la cuenca, tanto puntuales como difusas. En este sentido, los aportes ocasionados por las descargas de agua subterránea en ambientes lacustres han sido muy poco estudiados, a diferencia de otras fuentes como la escorrentía superficial y la precipitación. En particular, en los lagos andino-patagónicos no existen reportes de las descargas de nutrientes por aporte de agua subterránea. El objetivo de este trabajo fue evaluar la dinámica de las descargas de P en la interfase agua-sedimento en los márgenes del Lago Nahuel Huapi (S.C. de Bariloche, Río Negro), cuantificando la tasa de flujo de agua subterránea y las concentraciones de P que ingresan al lago por esta vía. Las descargas se analizaron en seis sitios de muestreo con distintos niveles de presión antrópica y tipo de tratamiento de aguas servidas, en primavera y verano, para determinar su impacto sobre la calidad del agua. Para cuantificar el flujo de intercambio entre el agua subterránea y el lecho del lago se utilizaron medidores de flujo (seepage meters) basados en el modelo descrito por Lee, (1977). Dado que los medidores contenían un volumen de agua inicial, también se pudo determinar la dirección del flujo además de la cantidad. Para la recolección de muestras en la interfase agua-sedimento se utilizaron muestreadores de agua intersticial (pore water samplers). En laboratorio se determinó la concentración de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS), siguiendo métodos standard (APHA, 2023). Resultados



preliminares muestran aportes de agua subterránea de entre -6,1 a 110 ml/m².h, y concentraciones de 50–250 µg P/L de PRS en el agua intersticial, resultando en cargas de 12–142 µg P/m²·día hacia el lago durante primavera-verano 2024/2025. El agua del lago presenta concentraciones por debajo del límite de detección, lo que sugiere un consumo rápido del PRS disponible. Estos resultados sugieren una influencia significativa de la presión antrópica sobre la calidad del agua adyacente. A pesar de tratarse de una primera aproximación, este estudio aporta información clave para comprender el rol del aporte de agua subterránea en la dinámica del fósforo y mejorar los modelos de predicción trófica en sistemas lacustres andino-patagónicos.

Palabras clave: Eutrofización, Interfase agua-sedimento, Fosforo, Infiltración agua subterránea.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA), Association, A. W. W. & Federation, W. E. (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (24th ed.). : APHA, AWWA, WPCF, Washington

Lee, D. R. (1977). A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnology and Oceanography*, 22(1): 140-147.

Eje temático 2

GEOQUÍMICA DE AMBIENTES MARINOS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



ESTIMACIONES DE CO₂ DISUELTO EN AGUAS MARINAS COSTERAS DEL VOLCÁN ACTIVO ISLA DECEPCIÓN, ANTÁRTIDA

DISSOLVED CO₂ ESTIMATIONS IN MARINE COASTAL WATERS OF THE DECEPTION ISLAND ACTIVE VOLCANO, ANTARCTICA

Guerriero, Lucas ^{1,2}; Llano, Joaquín ²; Seguel, Soledad ³; Echegoyen, Cecilia ⁴; Medina, Mariano ⁵; Massenzio, Antonella ²; Nuñez, Nicolás ⁶; Lamberti, María Clara ²; Rizzo, Andrea Luca ⁷; Tassi, Franco ⁸; Agosto, Mariano ²

¹ Instituto Antártico Argentino, Argentina, ² Universidad de Buenos Aires, Instituto de Estudios Andinos "Don Pablo Groeber" (UBA – CONICET), Argentina, ³ Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Argentina, ⁴ Universidad de San Luis, Instituto de Matemática Aplicada San Luis, Argentina, ⁵ Universidad de San Martín, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental, Argentina, ⁶ Centro Internacional de Ciencias de la Tierra, Comisión Nacional de Energía Atómica, Argentina, ⁷ Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Italia, ⁸ Università degli Studi di Firenze, Istituto del Consiglio Nazionale delle Ricerche- Istituto di Geoscienze e Georisorse, Italia. lucasguerriero@gmail.com

Resumen

Este estudio evalúa las características físico-químicas y el contenido de CO₂ disuelto de las aguas marinas superficiales del volcán activo Isla Decepción, Antártida, con énfasis en la identificación de emisiones volcánico-hidrotermales. Durante el verano de 2024 se realizó un relevamiento espacial de pH, temperatura, salinidad y alcalinidad, en la costa interna occidental de Puerto Foster. Se identificaron plumas de acidificación ($6,1 < \text{pH} < 8,1$), subsaturación de carbonatos y alta pCO_2 en áreas de influencia volcánica, con valores que alcanzan hasta $70.000 \mu\text{atm}$, superando ampliamente el equilibrio atmosférico. Estos resultados destacan el pH como un indicador sensible y de fácil medición para detectar actividad volcánica, incluso en sectores sin evidencia visible de emisión de gases. El estudio de estos parámetros en ambientes marinos volcánicos activos se presenta como una herramienta clave para la vigilancia y monitoreo, así como para la comprensión de los sistemas marinos ante el cambio climático.

Palabras clave: Volcanismo activo, Ambiente marino, Antártida, Dióxido de carbono.

Introducción

La Isla Decepción, ubicada en el extremo occidental del Estrecho de Bransfield, constituye uno de los sistemas volcánico-hidrotermales más destacados en el sector norte de la Península Antártica. Este volcán forma parte de un lineamiento tectónico-volcánico activo, mayormente submarino, asociado a procesos de extensión cortical que se desarrollan a lo largo del mencionado estrecho (Fig. 1a y b). La morfología de herradura



que presenta la porción emergida de Isla Decepción es el resultado del colapso de la caldera volcánica posteriormente inundada por el mar. Estos procesos generaron la bahía interna conocida como Puerto Foster (Fig. 1c).

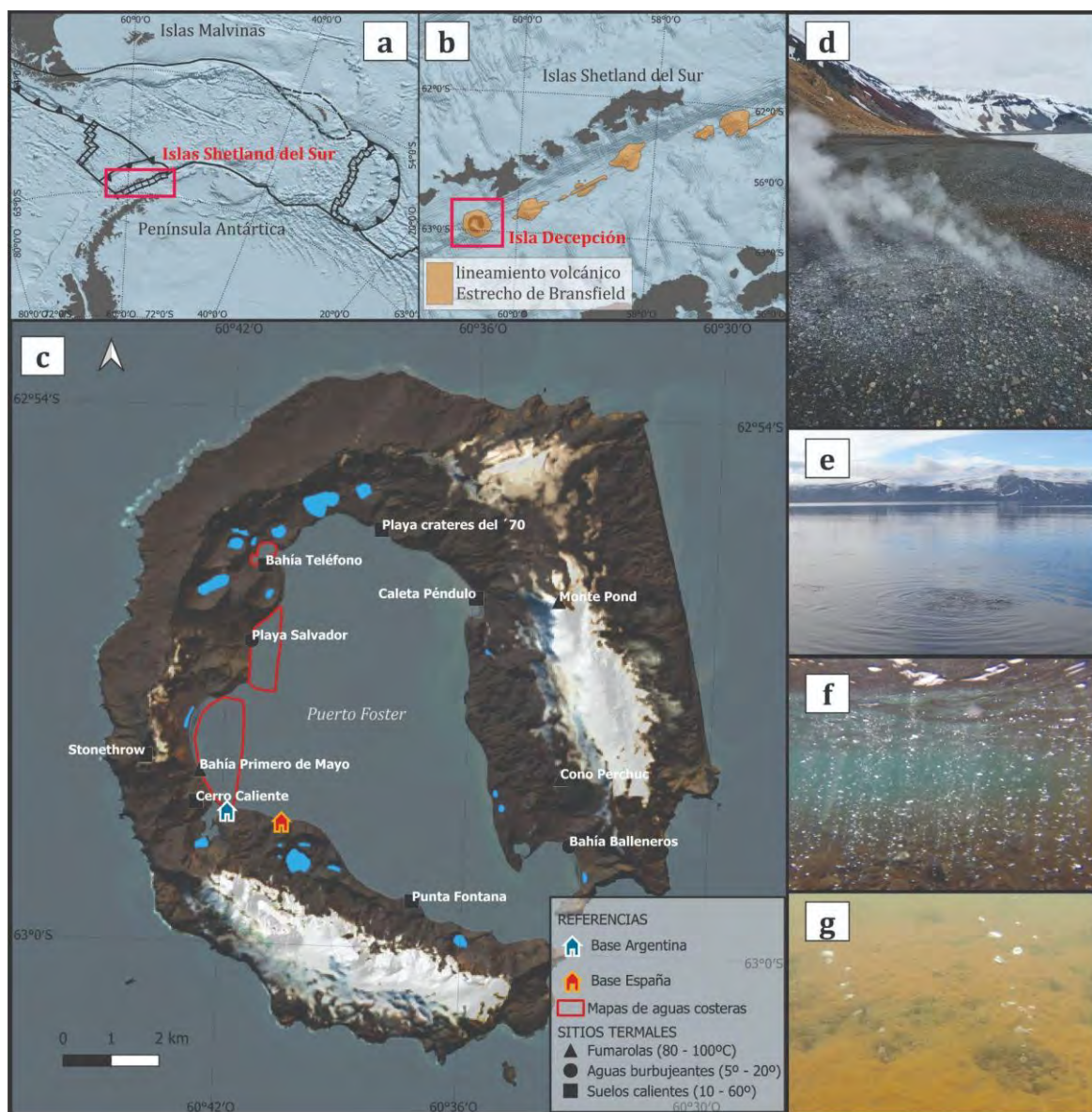


Figura 1. a) y b) Mapas esquemáticos de ubicación de Isla Decepción. En naranja se resalta el lineamiento volcánico del Estrecho de Bransfield. c) Mapa de ubicación de los sitios termales, bases científicas y áreas costeras relevadas en 2024. Las áreas encerradas en rojo indican los sitios estudiados en este trabajo (Fig. 3). d) Fumarolas ubicadas en Bahía Primero de Mayo. e) y f) Emisiones submarinas en Playa Salvador. g) Emisiones submarinas débiles en Bahía Teléfono.

Dentro de dicha bahía se desarrollan al menos siete sitios hidrotermales costeros activos, con temperaturas que oscilan entre 5 y 100 °C y emisiones de gases ácidos, principalmente dióxido de carbono (CO₂) y sulfuro de hidrógeno (H₂S) (Fig. 1c, Caselli et al., 2004). En algunos casos, las emisiones gaseosas son visibles como fumarolas (Fig. 1d) o gases burbujeantes (Fig. 1e-g), mientras que en otros no son visibles, registrándose



únicamente como emisiones difusas. La emisión de gases ácidos como CO_2 y H_2S en sistemas volcánico-hidrotermales puede generar cuerpos de agua extremadamente ácidos o plumas hidroquímicas en ambientes marinos someros. Estas plumas se caracterizan por una ligera acidificación o neutralización del pH marino ($\sim 8,2$) y un aumento en la presión parcial de CO_2 disuelto ($p\text{CO}_2$, Aiuppa et al., 2021). Estos parámetros en el agua de mar resultan fundamentales para evaluar el rol de los océanos como sumideros o fuentes de CO_2 respecto a la presión atmosférica ($\sim 400 \mu\text{atm}$, Millero, 2013). El ambiente volcánico marino registrado en Isla Decepción convierte al sistema en un laboratorio natural para estudiar el impacto de las emisiones de CO_2 sobre la geoquímica del agua de mar, particularmente en regiones polares consideradas sumideros de CO_2 (Millero, 2013). En este trabajo caracterizamos las variaciones espaciales de pH, alcalinidad, $p\text{CO}_2$ y saturación de carbonatos en la bahía de Isla Decepción, con especial atención en la identificación de zonas influenciadas por emisiones de gases volcánicos.

Materiales y métodos

La $p\text{CO}_2$ en aguas naturales puede determinarse mediante mediciones directas o a partir del cálculo de los componentes del sistema carbonato, derivados de parámetros medibles. El sistema carbonato en soluciones acuosas ($\text{CO}_2(\text{g}) \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3^* \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-}$) puede caracterizarse adecuadamente a partir de la medición de al menos dos de los siguientes parámetros: pH, alcalinidad total (AT), carbono inorgánico disuelto (DIC) y la propia $p\text{CO}_2$ (Millero, 2013). Durante el verano antártico de 2024 realizamos mediciones superficiales de pH, temperatura, salinidad y alcalinidad en tres sitios del sector costero occidental de Puerto Foster (Bahía Primero de Mayo, Playa Salvador y Bahía Teléfono, Fig. 1c). Para la caracterización espacial definimos alrededor de treinta puntos de muestreo en cada sitio, donde se midieron *in situ* el pH y la salinidad utilizando un equipo multiparamétrico portátil Hanna HI-991301 y se tomaron las muestras de agua en botellas plásticas de 500 ml para la determinación de AT. Dicha determinación se realizó mediante titulación colorimétrica (método 2320.B, Standard Methods) en el laboratorio de la Base Argentina Conjunta Decepción. La $p\text{CO}_2$ e índices de saturación de calcita (Ω_{Cal}) y aragonita (Ω_{Ar}) se calcularon utilizando una planilla automatizada desarrollada por Pierrot et al. (2006), basada en el programa CO2SYS, considerando la temperatura y salinidad. La $p\text{CO}_2$ también fue evaluada preliminarmente a través del diagrama pH - AT (modificado de Cole y Prairie, 2009).



Resultados

Los mapas realizados en zonas costeras dentro de Isla Decepción revelan un amplio rango de condiciones fisicoquímicas asociadas a la influencia hidrotermal. El pH superficial varió entre 6,1 y 8,1, mientras que la AT osciló entre 2.400 y 7.300 $\mu\text{mol/kg}$. En algunos casos se observa simultáneamente el descenso del pH de las aguas y el incremento de la AT (Fig. 2a). En comparación con el agua de mar estándar (pH $\sim 8,2$, AT ~ 2.400 $\mu\text{mol/kg}$), estos resultados evidencian una alteración significativa del equilibrio químico. Los valores obtenidos expresados en pCO_2 varían desde ~ 400 μatm , reflejando condiciones de equilibrio con la atmósfera, hasta concentraciones tan altas como ~ 70.000 μatm en los sitios Playa Salvador y Bahía Teléfono (Fig. 2a). En paralelo, los índices de saturación de calcita (Ω_{Cal}) (Fig. 2b) y aragonita (Ω_{Ar}) mostraron una amplia variabilidad, con sectores con valores sobresaturados ($\Omega > 1$) y otros subsaturados ($\Omega < 1$) en cada sitio.

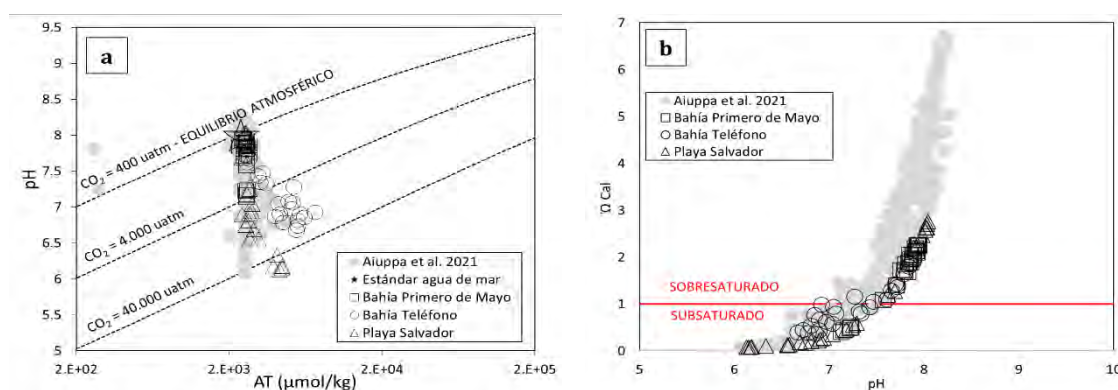


Figura 2. Se muestra la totalidad de muestras/puntos analizados en los sitios termales de Bahía Primero de Mayo, Playa Salvador y Bahía Teléfono. Se incorporó información de Aiuppa et al. (2021) de diferentes volcanes del mundo en interacción con agua marina. a) Diagrama pH - AT, con curvas de equilibrio de pCO_2 (modificado de Cole y Prairie, 2009). b) Diagrama pH- Ω_{Cal} .

Por último, la distribución espacial de estos resultados permitió identificar plumas hidroquímicas superficiales en los tres sectores estudiados de Puerto Foster: Bahía Primero de Mayo, Playa Salvador y Bahía Teléfono (Fig. 3). En todos los sitios se reconoce un gradiente de acidificación e incremento de la AT y pCO_2 hacia los sectores costeros con presencia de emisiones gaseosas, excepto en Bahía Primero de Mayo donde el incremento de la AT no es notorio. De manera opuesta, Ω_{Cal} , muestra un incremento hacia el centro de Puerto Foster, donde parecería disminuir considerablemente la influencia de emisiones hidrotermales. Valores similares de sobresaturación de calcita fueron reportados por Di Giglio et al. (2021) en distintas regiones de Puerto Foster, alejados de las emisiones termales. Los resultados de este trabajo muestran un buen ajuste



a la compilación de sistemas volcánicos en interacción con agua marina en distintas regiones del planeta, realizada por Aiuppa et al. (2021) (Fig. 2).

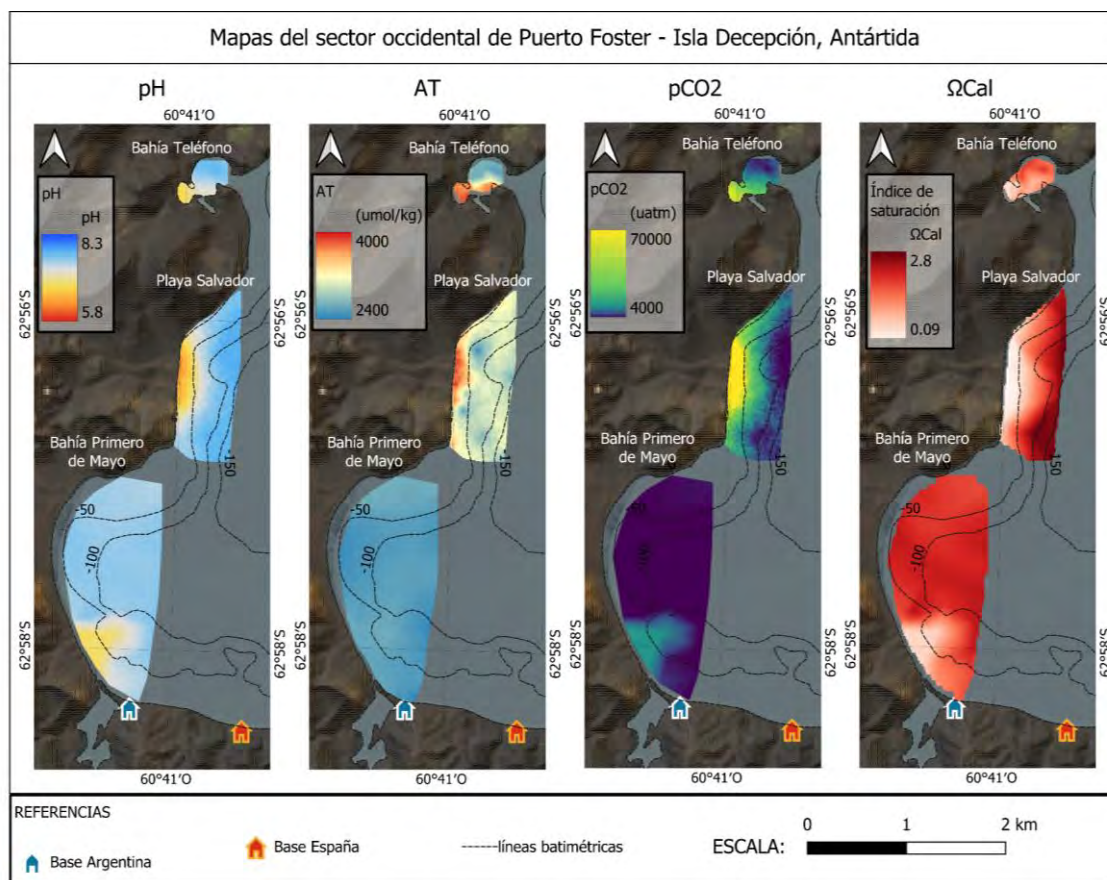


Figura 3. Mapas de pH, AT, pCO₂ y ΩCal de los tres sitios estudiados.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en las zonas costeras occidentales de Puerto Foster evidencian una marcada influencia hidrotermal sobre la geoquímica del agua superficial. Se observaron gradientes costeros de acidificación, incremento de AT y pCO₂, los cuales reflejan la inyección de gases ácidos, especialmente CO₂. La sobresaturación en CO₂ (hasta ~70.000 μatm) indica un claro potencial de emisión hacia la atmósfera en las áreas mapeadas. Simultáneamente, se registraron variaciones en los índices de saturación de calcita y aragonita, con zonas subsaturadas cercanas a las fuentes emisoras, lo que sugiere una disminución del potencial de precipitación de carbonatos en esos sectores. Estas observaciones coinciden con patrones reportados para otros sistemas volcánico-hidrotermales costeros a nivel global y posicionan a Isla Decepción como un laboratorio natural clave para el estudio de interacciones entre emisiones volcánicas, acidificación local y procesos de equilibrio del sistema carbonato marino en regiones polares. Además, este efecto geoquímico se extiende incluso a sectores sin emisiones visibles de CO₂



(burbujeos o fumarolas), lo que resalta su potencial aplicación en tareas de monitoreo volcánico.

Referencias bibliográficas

Aiuppa, A., Hall-Spencer, J. M., Milazzo, M., et al. (2021). Volcanic CO₂ seep geochemistry and use in understanding ocean acidification. *Biogeochemistry*, 152, 93-115.

Caselli, A. T., dos Santos Afonso, M. & Agosto, M. R. (2004). Gases fumarólicos de la Isla Decepción (Shetland del Sur, Antártida): variaciones químicas y depósitos vinculados a la crisis sísmica de 1999. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59(2), 291-302.

Cole, J. J. & Prairie, Y. T. (2009). Dissolved CO₂. En Likens, G. E. (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00091-0>

Di Giglio, S., Agüera, A., Pernet, P., et al. (2021). Effects of ocean acidification on acid-base physiology, skeleton properties, and metal contamination in two echinoderms from vent sites in Deception Island, Antarctica. *Science of the Total Environment*, 765, 142669.

Millero, F. J. (2013). *Chemical Oceanography*. Fourth Edition. CRC Press Taylor & Francis Group.

Pierrot, D., Lewis, E. & Wallace, D. W. R. (2006). *MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations*, in: *ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center*. Oak Ridge National Laboratory, US Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

Eje temático 3

GEOQUÍMICA DE AMBIENTES FLUVIALES Y DE HUMEDALES



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN EN LAS CARACTERÍSTICAS FISCOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS DE LA CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA

ASSESSMENT OF THE IMPACT OF POLLUTION ON THE PHYSICOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SEDIMENTS IN THE RECONQUISTA RIVER BASIN

Tufo, Ana¹; Cantera, Cecilia²; Medina, Mariano¹; Porzionato, Natalia¹; dos Santos Afonso, María³; Scasso, Roberto⁴; Curutchet, Gustavo¹

¹Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (CONICET-UNSAM), Argentina, ²Instituto Nacional del Agua, Laboratorio Experimental de Tecnologías Sustentables, Subgerencia Laboratorio de Calidad de Agua, Buenos Aires, Argentina, ³Instituto de Química, Física de los Materiales, Medio Ambiente y Energía (CONICET), Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Argentina, ⁴Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Instituto de Geociencias Básicas, Aplicadas y Ambientales de Buenos Aires (CONICET), Argentina. anaetufo@gmail.com; atufo@unsam.edu.ar

Resumen

La actividad humana es la principal causa de la contaminación de sedimentos fluviales, afectando su rol fundamental en el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. Resultados previos obtenidos a lo largo de la cuenca del río Reconquista durante el período 2016-2023 se analizaron y correlacionaron entre sí con el objetivo de evaluar cómo las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos se alteran por la presencia de contaminantes y dimensionar su impacto ambiental a lo largo del sistema fluvial. Se estudiaron composición mineralógica, área superficial específica y porosidad de sedimentos representativos de la cuenca alta, media y baja, con variados niveles de contaminación. Estos parámetros se relacionaron con materia orgánica, metales pesados, sulfuros y sulfatos. Los resultados evidencian un claro gradiente de contaminación, con mayor acumulación de metales y materia orgánica en la cuenca baja, lo que provoca una disminución del área superficial específica y notables modificaciones en la estructura de los sedimentos.

Palabras clave: Sedimentos, Río Reconquista, Contaminación, Características fisicoquímicas.

Introducción

Los sedimentos fluviales desempeñan un papel fundamental en el equilibrio biogeoquímico de los ecosistemas acuáticos, pero pueden verse profundamente alterados por la actividad humana, que introduce contaminantes en el sistema. Muchos de estos compuestos, como



los metales pesados, tienden a acumularse en los sedimentos, afectando la composición y el funcionamiento de la microbiota sedimentaria, y alterando procesos esenciales para la salud del ecosistema. En ambientes altamente impactados, factores como la temperatura, el pH, la concentración de iones y compuestos orgánicos, el tipo de sedimento y el tamaño de partícula influyen directamente en la movilidad de dichos contaminantes. Este escenario se presenta en numerosos ríos y arroyos del conurbano bonaerense, como lo es el río Reconquista, eje del presente estudio. La cuenca del Reconquista se encuentra íntegramente inserta en el área metropolitana de Buenos Aires. Ocupa una superficie de 1670 km² y atraviesa 18 partidos del Gran Buenos Aires (COMIREC). La cuenca está dividida en tres regiones: Alta, Media y Baja. En la cuenca alta predominan las actividades agrícola-ganaderas, lo que coincide con una baja densidad poblacional. Sin embargo, aquí ya se registran altos valores de contaminación en el agua (Mondino, 2007), dados en general por el aporte de efluentes agrícolas y cloacales (Porzionato et al., 2015; Nader, 2015). Por el contrario, en las cuencas media y baja se observa una alta densidad poblacional y predomina la actividad industrial. Asimismo, el cauce principal del río recibe caudales de relevancia por parte de los arroyos Las Catonas y Morón en la cuenca media (Saltiel, 1997; Mondino, 2007). El arroyo Morón produce un alto impacto en la calidad del agua ya que aporta cantidades elevadas de materia orgánica, efluentes industriales y efluentes domésticos no tratados (Topalian et al., 1999). La calidad del agua del arroyo Las Catonas empeora mucho hacia su desembocadura en el río Reconquista recibiendo aportes principalmente de efluentes domiciliarios y cloacales sin tratar (Cantera, 2019). Es en el tramo medio que el río recibe las mayores cargas de contaminantes y en donde las descargas industriales comprometen aún más seriamente la calidad del agua (Nader, 2015). Se estima que existen en la región al menos 330 industrias de tercera categoría, que son las de mayor complejidad ambiental (EIASG, 2018).

Este trabajo surge de la revisión y análisis conjunto de resultados obtenidos durante el período 2016-2023 en sitios de la cuenca del río Reconquista afectados por distintos niveles de contaminación, representativos de las zonas alta, media y baja de la cuenca. Se evaluó la relación entre las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos y la presencia de contaminantes a lo largo del sistema fluvial. En particular, se analizaron datos previamente obtenidos sobre composición mineral, área superficial específica y porosidad de los sedimentos (Porzionato et al., 2017, 2025; Tufo et al., 2018, 2021; Cantera et al., 2018, 2022; Medina et al., 2025). Estos parámetros se correlacionaron con los valores de



materia orgánica, metales pesados, sulfuros y otros indicadores, como herramienta para dimensionar el impacto ambiental sobre los sedimentos de la cuenca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los sitios analizados entre los años 2016 y 2023 pertenecen a la cuenca del río Reconquista (Fig. 1) y representan zonas afectadas por distintos niveles de contaminación. El sitio Embalse Dique Ingeniero Roggero (DR), se encuentra en la



Figura 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río Reconquista en la provincia de Buenos Aires, Argentina. El mapa incluye la localización de los sitios de muestreo en el Dique Roggero (DR), arroyo Las Catonas (C), Moreno (M), Parque San Francisco (SF), canal José León Suarez en La Cárcova (Car) y Troncos del Talar (TT).

cuenca alta, en la región occidental del Gran Buenos Aires, en la intersección de los partidos de Moreno, Merlo, Marcos Paz y General Rodríguez. Los sitios estudiados desde la naciente hacia la desembocadura fueron: Moreno (M), Catonas (C), Parque San Francisco (SF), Cárcova (Car), y Troncos del Talar (TT) (Fig. 1). Las muestras de sedimentos se recolectaron y se conservaron a 4°C, con su humedad original y cubiertas por agua del río, evitando cámara de aire y cambios en las condiciones redox hasta su análisis.

Caracterización fisicoquímica

Se realizaron determinaciones de pH, ORP (mV), materia orgánica (MO), sulfuros ácidos volátiles (SAV), sulfato y se cuantificó el contenido total y la distribución de metales pesados mediante extracción secuencial en la mayoría de los casos. Otra porción fue secada al aire, molida con mortero de ágata, homogeneizada, tamizada con una malla de 75 μm (U.S. STD. Sieve N° 200), y dividida en submuestras que se almacenaron a -20 °C para análisis posteriores. Algunos de los análisis realizados incluyeron difracción de rayos X (DRX), isotermas de adsorción-desorción de N_2 a 77 K para la determinación del área superficial específica (ASE), volumen total de poros (V_{TP}), volumen de mesoporos (V_{mes}), volumen de



microporos ($V_{\mu P}$) y tamaño modal de poro (w_P). Todos los detalles experimentales, metodológicos y del equipamiento utilizado pueden consultarse en nuestros trabajos previos (Tufo et al., 2021).

Resultados

En la figura 2 se muestran los resultados obtenidos de la caracterización de los seis sitios analizados en términos de materia orgánica, metales pesados (Zn, Cu, Cr), sulfuros ácidos volátiles y sulfatos (Porzionato et al., 2017, 2025; Tufo et al., 2018, 2021; Cantera et al., 2018, 2022; Medina et al., 2025). Los valores más altos de

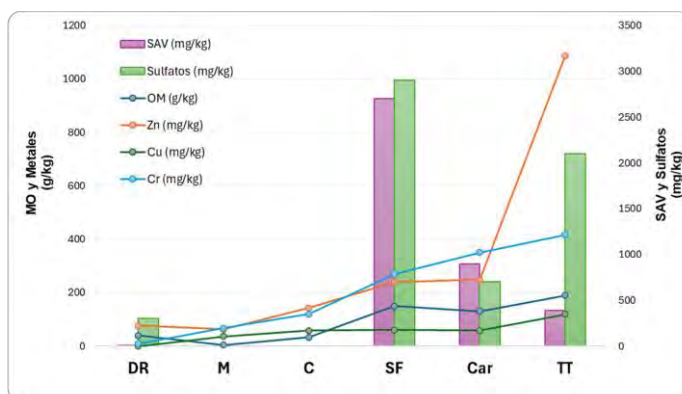


Figura 2. Contenido de materia orgánica (MO), metales (Zn, Cu y Cr), sulfuros ácidos volátiles (SAV) y sulfatos totales en las muestras de sedimentos.

MO, SAV y sulfato se registraron en Troncos del Talar y en Parque San Francisco, seguidos por Cárcova. La elevada carga orgánica y el consecuente incremento de sulfuros se vincula con el crecimiento poblacional y la presión antrópica que caracteriza a la cuenca media y baja. Los valores de potenciales redox negativos registrados en estos tres sitios (TT: -325 mV; SF: -280 mV; Car: -230 mV) confirman condiciones reductoras, coherentes con un estado avanzado de degradación (Porzionato et al., 2017, 2025; Tufo et al., 2018, 2021; Cantera et al., 2018, 2022; Medina et al., 2025). En contraste, los contenidos más bajos se observaron en Moreno, Catonas y Dique Roggero. Estos sitios están ubicados en la cuenca alta y media-alta, lo cual es acorde a la menor influencia de descargas urbanas e industriales en esta zona. En conjunto, los resultados evidencian un mayor impacto antropogénico en los sectores medios y bajos de la cuenca, mientras que las áreas de la naciente muestran una menor afectación por descargas contaminantes. Esta tendencia se mantiene para los sitios de cuenca media-baja, siendo estos tres los que presentan el mayor contenido de Zn, Cu y Cr. El sitio Troncos de Talar fue el más afectado de la cuenca por los elevados niveles de Zn, seguido por Cárcova y Parque San Francisco. Los tres sitios superan el valor guía de calidad para sedimentos propuestas por las *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life in Freshwater* sugerido para Zn (123 mg/kg) (CCME, 1999). De igual forma, Troncos del Talar registró



la concentración más alta de Cu y Cr destacándose nuevamente como el sitio más impactado de la cuenca, superando los valores guía sugeridos (35,7 mgCu/kg y 37,3 mgCr/kg) (CCME, 1999). Parque San Francisco, Cárcova y Catonas presentaron concentraciones similares de Cu, mientras que para Cr la tendencia fue: Cárcova > San Francisco > Catonas (Fig. 2). Por su parte, Moreno y Dique Roggero presentaron concentraciones bajas o no detectables, con valores dentro de los límites sugeridos para la calidad ambiental para sedimentos (CCME, 1999). Estos resultados indican que la ubicación de Troncos del Talar en el tramo bajo del sistema fluvial, combinada con su escasa pendiente y bajo caudal, crea condiciones propicias para la sedimentación y acumulación de contaminantes provenientes de descargas urbanas e industriales aguas arriba.

La composición mineralógica de todos los sedimentos no mostró diferencias significativas en cuanto a los minerales primarios y secundarios, lo cual es consistente con el hecho de que todos provienen de la misma cuenca geológica. El sustrato geológico de la cuenca fluvial es un espeso manto de sedimentos inconsolidados de edad Cuaternaria que se denomina Loess Pampeano (INTA, 1990). Básicamente, los sedimentos analizados están compuestos mayoritariamente por cuarzo, feldespato potásico, y, en algunos casos, sulfato de calcio, anortita y plagioclasa sódica. Las fracciones arcillosas de los sedimentos están compuestas por illita, esmectita y caolinita, además de algunos compuestos de hierro (Porzionato et al., 2017, 2025; Tufo et al., 2018, 2021; Cantera et al., 2018, 2022; Medina et al., 2025). A pesar de la similitud mineralógica, el impacto de la contaminación en las características fisicoquímicas de los sedimentos debe ser analizada en detalle. La tabla 1 presenta los resultados del análisis superficial y textural de los sedimentos y sus fracciones arcillosas. Se observó una gran heterogeneidad textural entre los sitios. Esto se debe en parte al contenido y la composición de la materia orgánica, y a su interacción con las partículas, que favorece la formación de agregados. Como indica la tabla 1, la porosidad y el área superficial específica también evidencian un efecto atribuible a las diferencias en el grado de contaminación.

Por otro lado, teniendo en cuenta el impacto diferencial de la contaminación sobre las partículas más finas de los sedimentos, se decidió estudiar en detalle las características de las fracciones arcillosas. En todos los casos, se encontraron valores significativamente más altos de área superficial respecto de los sedimentos, como era esperable debido a su



menor tamaño de partícula (Tabla 1) (Porzionato et al., 2017, 2025; Tufo et al., 2018, 2021; Cantera et al., 2018, 2022; Medina et al., 2025). Este patrón está fuertemente influenciado también por el contenido de MO, ya que ésta afecta significativamente el tamaño de partícula. Por lo tanto, en los sitios Dique Roggero, Moreno y Catonas, donde se observan menores contenidos de materia orgánica debido a un menor aporte de efluentes de origen domiciliario e industrial, las partículas se mantienen más dispersas y conservan su tamaño fino original, lo que se condice con una mayor área superficial. Este mismo efecto se observó en los parámetros relacionados con la porosidad, manifestándose en una disminución del volumen de microporos y, en consecuencia, en una reducción del volumen total de poros a medida que se incrementa el contenido de MO, es decir, en los sitios más contaminados (Tabla 1). En este mismo sentido, en las muestras de sedimentos más antropizadas (Troncos del Talar, San Francisco y Carcova) existe una marcada tendencia al aumento del tamaño medio de poro como consecuencia del alto contenido de materia orgánica. Esta característica se relaciona con una mayor generación de agregados de partículas finas dando como resultados la presencia de poros interpartícula de mayor diámetro, lo cual coincide con la elevada acumulación de contaminantes observada en ambos sitios.

Tabla 1. Propiedades fisicoquímicas texturales en muestras de sedimentos de la cuenca del río Reconquista completa (Sed) y su fracción arcillosa (F.Arc.).

Muestra	ASE (m ² /g)		V _{TP} (cm ³ g ⁻¹)		V _{mes} (cm ³ g ⁻¹)		V _{μP} (cm ³ g ⁻¹)		w _P (nm)	
	Sed	F. Arc	Sed	F. Arc	Sed	F. Arc	Sed	F. Arc	Sed	F. Arc
Dique Roggero	63,7	150,3	0,065	0,169	0,048	0,127	0,018	0,042	2,03	2,25
Moreno*	nd	129,3	nd	0,160	nd	0,120	nd	0,040	nd	2,40
Catonas*	42,5	87,5	nd	0,125	nd	0,102	nd	0,026	nd	2,95
San Francisco*	25,3	31,1	0,048	0,093	0,042	0,006	0,006	0,087	3,80	5,95
Carcova	23,0	nd	0,048	nd	0,043	nd	0,006	nd	4,20	nd
Troncos del Talar	23,0	16,0	0,050	0,070	0,049	0,069	0,001	0,001	6,80	6,20

*Resultados promedio de los primeros 15 cm del core. nd: no determinado.

Conclusiones

Los sitios ubicados en la cuenca baja —en particular Troncos del Talar, San Francisco y Carcova— se identificaron como los más contaminados y estructuralmente vulnerables, debido a sus altas concentraciones de metales y sulfatos, elevado contenido de materia orgánica, baja porosidad y textura fina. Estas condiciones favorecen la acumulación y persistencia de contaminantes. En contraste, Dique Roggero y Moreno exhiben



características propias de sedimentos naturales menos perturbados, con bajo contenido de materia orgánica, alta superficie específica y buena porosidad. En conjunto, estos resultados evidencian el grado de contaminación a lo largo de la cuenca y cómo esta afecta notablemente a las características fisicoquímicas de los sedimentos. La información aportada en este estudio resalta la importancia de aplicar enfoques integrales para el monitoreo de sistemas fluviales altamente contaminados, considerando tanto las características generales de los sedimentos como las de sus fracciones arcillosas.

Referencias bibliográficas

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (1999). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Cantera, C. G., Scasso, R. A., Tufo, A., et al. (2018). Mobility of trace elements between the river water, the sediments, and the pore water of Las Catonas Stream, Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 77(14), 535.

Cantera, C. (2019). *Geoquímica y procesos de Intercambio de fosfatos en la interfaz sedimento/agua en el Río Reconquista y el arroyo Las Catonas*. [Tesis Doctoral]. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Cantera, C. G., Tufo, A. E., Scasso, R. A., et al. (2022). Geochemical characterization and the assessment of trace element retention in sediments of the Reconquista River, Argentina. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(3), 729-747.

EIASG (2018). *Evaluación de impacto ambiental y social global del Programa de Saneamiento Ambiental de la Cuenca del Río Reconquista*. [Informe Final], Buenos Aires, Argentina.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (1990). *Atlas de Suelos de la República Argentina*. Buenos Aires.

Medina, M. L., Tufo, A. E., Grimolizzi, M. C., et al. (2025). Impact of Organic and Inorganic Contaminants on Physicochemical Characteristics and Microbial Communities in Riverine Sediments [Manuscrito en 2^{da} etapa de revisión]. *Journal Soils and Sediments*.

Mondino, E. (2007). *Informe Especial Cuenca del Río Reconquista 1º Parte*. Defensoría del Pueblo de la Nación, Buenos Aires, Argentina.



Nader, G. (2015). *Evaluación de la calidad del agua de un río*. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de San Martín, Buenos Aires, Argentina.

Porzionato, N., Mantiñan, M., Bussi, E., et al. (2015). Accumulation of pollutants, self-purification and impact on peripheral urban areas: A case study in shantytowns in Argentina. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*, 9, 296–300.

Porzionato, N., Tufo, A., Candal, R., et al. (2017). Metal bioleaching from anaerobic sediments from Reconquista River basin (Argentina) as a potential remediation strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 25561-25570.

Porzionato, N., Tufo, A. E., Medina, M. L., et al. (2025). Studies for the Optimization of Bioleaching of heavy metals from contaminated sediments from Reconquista River. [En prensa]. *International Journal of Environment and Pollution*.

Saltiel, G. (1997). Situación ambiental en la cuenca hídrica del Río Reconquista. Problemas y soluciones (Primera parte). *Ingeniería sanitaria y ambiental*, 31, 45–55.

Topalian, M. L., Rovedatti, M. G., Castane, P.M., et al. (1999). Pollution in a lowland river system. A case study: the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 114 (3-4), 287-302.

Tufo, A. E., Porzionato, N. F. & Curutchet, G. (2018). Effects of pollution and bioleaching process on the mineral composition and texture of contaminated sediments of the Reconquista River, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 21368-21384.

Tufo, A. E., Vázquez, S., Porzionato, N. F., et al. (2021). Contamination alters the physicochemical and textural characteristics of clays in the sediments of the Peri urban reconquista river, affecting the associated indigenous microorganisms. *Minerals*, 11(3), 242.



IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE EL ESTADO TRÓFICO DE SEDIMENTOS EN LAGUNAS AUSTRALES (USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO)

IMPACT OF URBANIZATION ON SEDIMENTS TROPHIC STATE IN AUSTRAL SHALLOW LAKES (USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO)

Fonseca, Mathilde^{1,2}; Diodato, Soledad^{2,3}; López, María Eugenia^{2,3}; Bursztyn Fuentes, Amalia^{2,3}; Granitto, María^{2,3}; Maluendez Testoni, C.^{2,3}; Pereyra, Fabiana³; González Garraza, Gabriela^{2,3}; Rodríguez, Patricia^{2,3}

¹École supérieure d'agro-développement international (ISTOM, Angers), France, ²Centro Austral de Investigaciones Científicas (CONICET), Argentina, ³Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Argentina.

m.fonseca@istom.fr

Resumen

Los sedimentos desempeñan un papel clave en los ciclos biogeoquímicos y procesos de eutrofización pudiendo actuar como sumideros o fuentes de nutrientes. Considerar los sedimentos en los estudios de calidad de cuerpos de agua resulta fundamental. Sin embargo, el estado trófico de los sedimentos no solo depende de factores antrópicos sino también de las condiciones fisicoquímicas del medio. Este trabajo evaluó en dos épocas del año (verano y otoño), la calidad del sedimento superficial de tres lagunas urbanas y una laguna periurbana de Ushuaia. Se analizaron los siguientes parámetros: granulometría, porosidad, pH, conductividad, materia orgánica (MO), clorofila-a (Cl-a), nitrógeno total e inorgánico (NT, NI), fósforo total y reactivo soluble (PT, PRS) y bioensayos con *Lactuca sativa* L. (índice de germinación; IG). Los resultados mostraron que los sedimentos están fuertemente influenciados por condiciones naturales (geomorfología y entorno), excepto en la laguna de Los Patos, donde se observó un impacto urbano significativo.

Palabras clave: Eutrofización, Urbanización, Ciclos biogeoquímicos, Lagunas.

Introducción

Los sedimentos desempeñan un papel clave en el reciclaje de nutrientes y, en consecuencia, en los procesos de eutrofización. Debido a la fuerza de gravedad y a una capacidad de sorción alta, los sedimentos pueden actuar como sumideros, almacenando una cantidad significativa de nutrientes y contaminantes. Si bien se suelen utilizar muestras de la columna de agua para evaluar el estado trófico de un cuerpo de agua, diversos estudios han demostrado que el análisis de la concentración de nutrientes en los sedimentos proporciona información relevante sobre la salud del ecosistema (Kumari y Paul, 2019). Incluso tras la

reducción de los aportes externos, la liberación de nutrientes previamente acumulados en el sedimento puede retrasar la recuperación del ambiente o generar procesos de re-eutrofización (Temporetti et al., 2021). Este estudio se llevó a cabo en la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego, la cual presentó un desarrollo urbano acelerado desde los años 70, el cual no fue acompañado por una gestión adecuada y sostenible del ordenamiento territorial (Diodato et al., 2020). Los aportes directos e indirectos de nutrientes han aumentado debido a descargas de aguas residuales y escorrentía superficial. Estudios previos realizados en sedimentos costeros (Torres et al., 2009) y arroyos de la ciudad (Diodato et al., 2020) han reportado concentraciones elevadas de nutrientes en zonas urbanizadas de Ushuaia, lo que sugiere el efecto de la urbanización sobre la calidad de los sedimentos. Sin embargo, este aspecto en lagunas urbanas permanece aún poco explorado. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la urbanización sobre la calidad de los sedimentos lacustres e identificar los factores naturales y antropogénicos que influyen en la composición trófica de los sedimentos.

Materiales y Métodos

Se seleccionaron tres lagunas urbanas y una laguna periurbana de la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego (54.5° S, 68.2° O) (Fig. 1).

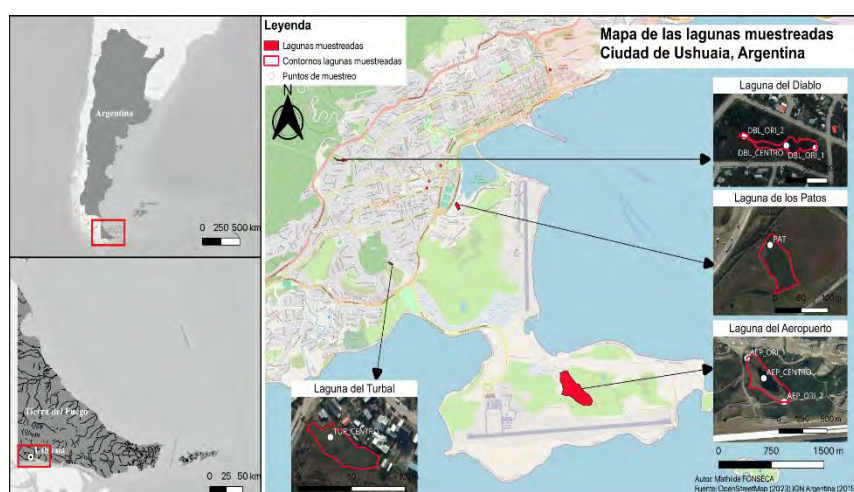


Figura 2. Mapa de las lagunas muestreadas (Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina).

La laguna periurbana se encuentra cerca de la pista de aterrizaje del Aeropuerto Internacional Malvinas Argentinas (AEP), es la más extensa (9,4 ha), con una profundidad máxima de 3,5 m, y no presenta vegetación arbustiva en su entorno. La laguna del Diablo (DBL) es la más profunda (hasta 13 m) y está rodeada por vegetación turbosa (*Sphagnum magellanicum* Brid., *Carex* sp.) y arbustiva (bosque mixto de *Nothofagus* spp.). La laguna del Turbal (TUR) y la Laguna de los Patos (PAT) son las más someras (< 0,9 m). TUR se



encuentra en una zona residencial, rodeada por vegetación turbosa. PAT está dentro la Reserva Natural Urbana Bahía Encerrada, cerca de la desembocadura del arroyo Buena Esperanza, el cual recibe descargas de aguas residuales sin tratamiento.

En cada caso, se tomaron muestras compuestas de sedimentos superficiales (0–5 cm) con una draga *Van Veen* en febrero y abril de 2024, se seleccionaron de uno (centro) a tres (centro, orilla 1 y orilla 2) puntos de muestreo en cada laguna (Fig. 1). Tras secado (temperatura ambiente) y tamizado (diferenciado por 2, 1 y 0,5 mm), se analizaron distintos parámetros fisicoquímicos mediante métodos estandarizados. Se determinó la composición textural con un analizador de partículas según la escala de Udden-Wentworth (1922), la porosidad por gravimetría, el pH y la conductividad en una suspensión sedimento: agua (1:2,5) con electrodo Hanna, y la MO mediante pérdida por ignición (450 °C, 5 horas). La concentración de Cl-a se obtuvo por extracción en etanol (Lorenzen, 1967) y espectrofotometría. NT y PT se determinaron mediante digestión con peroxodisulfato de potasio (Valderrama, 1981) y se cuantificaron por combustión catalítica (NT) y colorimetría en flujo continuo (PT). El PRS se midió mediante el método de ácido ascórbico (Bray y Kurtz, 1945), y el NI ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) por extracción con KCl (Bremmer y Keeney, 1966), y cuantificación por combustión catalítica. Se realizaron, además, bioensayos de germinación (120 horas) con *L. sativa* (Sobrero y Ronco, 2004). Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para explorar patrones multivariados y relaciones entre variables. Se realizaron modelos lineales generalizados (GLM) con efectos fijos (lago y estación) y boxplots de cada variable para visualizar las diferencias entre lagunas, utilizando el software R.

Resultados

Las dos primeras dimensiones del ACP (Fig. 2) explicaron el 72,2 % de la varianza total. La Dimensión 1 (49,4 %) está correlacionada positivamente con NI, porosidad y MO, y negativamente con IG, PRS y pH. La Dimensión 2 (22,8 %) está positivamente correlacionada con Cl-a y negativamente con Arcilla. Los sitios de muestreo con mayor profundidad (DBL y AEP) se agrupan en el cuadrante positivo de la Dim1, mientras que PAT, TUR y AEP-orilla1 se sitúan en el cuadrante opuesto. No se observa una diferencia clara entre los muestreos de verano y otoño. Los resultados del GLM mostraron que ni la interacción estación*laguna ni la estación, tuvieron un efecto significativo sobre la calidad de los sedimentos. A pesar de esto, a lo largo de las estaciones se observó un aumento del IG (Tabla 1) y de la Cl-a (Fig. 3) junto con una disminución de la conductividad,



probablemente debido a un aumento de la productividad primaria al final del ciclo vegetativo. Por otro lado, el GLM mostró que el tipo de laguna tuvo un efecto significativo en muchas variables (excepto PT, Cl-a y granulometría), revelando fuertes contrastes entre los ambientes acuáticos. Los cuerpos de agua más profundos y vegetados como AEP y DBL presentaron concentraciones más altas de MO y Cl-a que PAT y TUR ($p < 0,05$), lo que se podría relacionar con la mayor cobertura de vegetación sumergida (*Myrophylum* sp.) en AEP y DBL. El ACP confirma esta asociación, mostrando una correlación entre MO y Cl-a, que podría indicar un gradiente trófico "natural". En términos de nutrientes, DBL presentó una concentración de NI significativamente más alta que en AEP ($p = 0,017$) y PAT ($p = 0,009$). Esta acumulación podría deberse a la intensa descomposición de la biomasa vegetal y a la porosidad alta de los sedimentos, favoreciendo el proceso de mineralización y retención del N (Hou et al., 2014). El PRS fue particularmente bajo en DBL y TUR, lo que indica una baja disponibilidad de este nutriente. Estas lagunas presentaron un sustrato esquistoso y de turbera, rico en Fe/Al y arcillas, que favorece la adsorción del fósforo en formas no solubles, inmovilizándolo en la fracción sólida del sedimento (Diodato et al., 2020). El pH más ácido del sedimento de DBL favorece también este comportamiento (Temporetti et al., 2021). Por el contrario, PAT registró una concentración de PRS significativamente más elevada y un IG anormalmente alto, reflejado también en la ACP. Eso coincide con un aporte indirecto de aguas residuales a través del arroyo Buena Esperanza (Diodato et al., 2020) y la detección de concentraciones elevadas de *Escherichia coli* en sus aguas (Granitto et al., 2021). El IG fue más bajo en DBL, probablemente debido a la alta conductividad de esta laguna (Fig. 3).

Tabla 1. Índice de germinación de *L. sativa* con sedimentos de las lagunas.

Laguna	Estación	IG (%)
AEP	Verano	80,16
	Otoño	88,27
DBL	Verano	2,88
	Otoño	6,72
TUR	Verano	39,36
	Otoño	103,36
PAT	Verano	107,68
	Otoño	109,28
IG		Categoría
>80 %		Sin fitotoxicidad
50 %-80 %		Fitotoxicidad moderada
< 50 %		Fitotoxicidad alta
100 %		Control con agua destilada

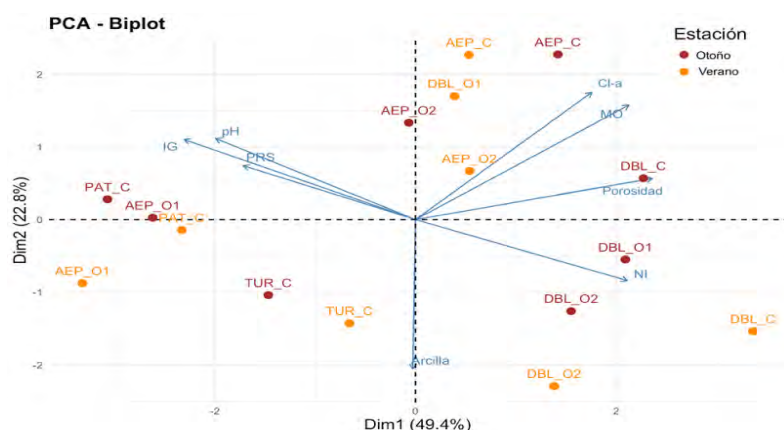


Figura 2. Biplot del ACP de las variables ambientales y sitios de muestreo de las lagunas (O1: Orilla 1, C: Centro, O2: Orilla 2).

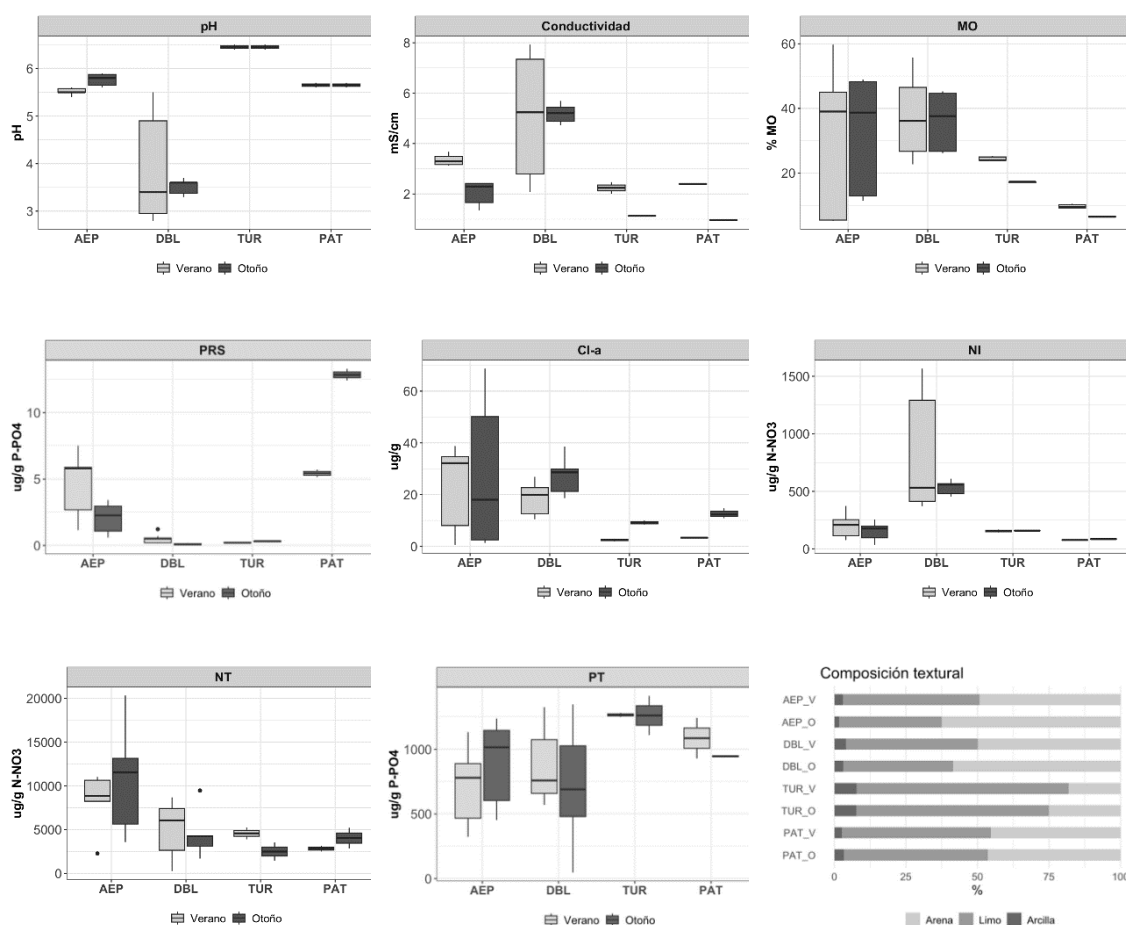


Figura 3. Variación estacional del pH, Conductividad, Materia Orgánica (MO), Fósforo Reactivo Soluble (PRS), Clorofila-a (Cl-a), Nitrógeno Inorgánico (NI), Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT) y composición textural por sitio.

El NT tendió a mostrar valores mayores en AEP (no significativo), lo que sugiere un mayor estado trófico, también reflejado por sus valores de MO, Cl-a y PRS. Su ubicación en la zona aeroportuaria implica la ausencia de cobertura arbustiva que, asociado a altas



densidades de macrófitas sumergidas, podrían favorecer el reciclaje interno de nutrientes y un aporte adicional por escorrentía. Para el PT, TUR mostró valores más altos (no significativo), posiblemente relacionados a su mayor contenido en arcilla, mientras que AEP, texturalmente más arenoso, presentó los más bajos.

Conclusiones

El análisis espacial revela una diferencia en el estado trófico de los sedimentos entre lagunas, pero sólo los sedimentos de PAT sugieren un aporte antrópico, reflejando concentraciones de PRS significativamente más altas y un IG elevado, vinculado a la mayor concentración de nutrientes disponibles. Por el contrario, las otras lagunas muestran un enriquecimiento trófico ligado a procesos naturales tales como la geomorfología, la presencia de vegetación o las condiciones físico-químicas que influyen los procesos de mineralización de la MO. Estos resultados demuestran la importancia de contextualizar el diagnóstico de la calidad de los sedimentos, integrando las dinámicas específicas de cada cuerpo de agua, ya que la eutrofización no siempre está vinculada a factores antrópicos, hecho observado en este trabajo. Debido a que este estudio tuvo en cuenta sólo dos estaciones del año y no se encontraron diferencias entre verano y otoño, se sugiere ampliar el periodo de estudio para confirmar estos resultados.

Referencias bibliográficas

- Bray, R. H. & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil Science*, 59(1): 39-46.
- Bremner, J. M. & Keeney, D. R. (1966). Determination and Isotope-Ratio Analysis of Different Forms of Nitrogen in Soils: 3. Exchangeable Ammonium, Nitrate, and Nitrite by Extraction-Distillation Methods. *SSSA Journal*, 30(5): 577-582.
- Diodato, S., González Garraza, G., Mansilla, R., et al. (2020). Quality changes of fluvial sediments impacted by urban effluents in Ushuaia, Tierra del Fuego, southernmost Patagonia. *Environmental Earth Sciences*, 79(20): 481.
- Granitto, M., Diodato, S. & Rodríguez P. (2021). Water quality index as a monitoring tool in forested urban streams: a study case in Tierra del Fuego. *Ecological Indicators*, 126(1-3):107614.



- Hou, D., He, J., Lü, C., et al. (2014). Spatial variations and distributions of phosphorus and nitrogen in bottom sediments from a typical north-temperate lake, China. *Environmental Earth Sciences*, 71(7): 3063-3079.
- Kumari, J. & Paul, B. (2019). Spatiotemporal variation in primary nutrients amassing in peninsular river sediment: India. *Environmental Earth Sciences*, 78:326.
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrometric equations. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*, 343-346.
- Sobrero, M. & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga *Lactuca sativa*. En: Castillo, G. (Ed.), *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones* (pp.63-70). IMTA, IDRC. México.
- Temporetti, P., Beamud, G., León, J., et al. (2021). The Role of Sediments and Phosphorus in the Evaluation of Water Resources Quality in Patagonia. En: Torres, A. I. y Campodonico, V. A. (Eds.), *Environmental Assessment of Patagonia's Water Resources*. Springer International Publishing (pp. 211-240). Switzerland.
- Torres, A. I., Gil, M. N., Amín, O. A., et al. (2009). Environmental Characterization of a Eutrophicated Semi-Enclosed System: Nutrient Budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 204(1-4): 259-270.
- Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2): 109-122.
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *Journal of Geology*, 30(05): 377-392.



EVALUACIÓN AMBIENTAL DE CUERPOS DE AGUA DE RESERVAS NATURALES URBANAS EN LA CIUDAD DE USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF WATER BODIES IN URBAN NATURE RESERVES IN THE CITY OF USHUAIA, TIERRA DEL FUEGO

Bursztyn Fuentes, Amalia^{1,2}; Ayala, Adrian¹; Castillo, Magalí¹; Martínez, Melisa¹; Morella, Micaela¹; Ojeda, Nicolás¹; Tarantino, Camila¹; Diodato, Soledad^{2,1}

¹Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, Argentina, ²Centro Austral de Investigaciones Científicas (CONICET), Argentina.

albursztyn@untdf.edu.ar

Resumen

En el marco del proyecto de Curricularización de la Extensión adjudicado a la asignatura Química Ambiental y Contaminación de la Lic. en Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional de Tierra del Fuego, se realizó una caracterización fisicoquímica de aguas y sedimentos de 4 Reservas Naturales Urbanas (RNU) en la Ciudad de Ushuaia: Laguna del Diablo (RNU_LD), Barrio Ecológico (RNU_ECO), Hol Hol (RNU_HH) y Bahía Encerrada (RNU_ABE y RNU_BE). En aguas, se analizaron parámetros in situ tales como pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto y, en laboratorio, turbidez, sólidos totales, sólidos en suspensión, alcalinidad, dureza, cloruros y nutrientes disueltos (amonio, nitratos y fosfatos). Los valores más altos de nutrientes se registraron en la RNU Bahía Encerrada, alcanzando máximos de amonio en RNU_BE (0,48 mg/L) y máximos de nitratos y fosfatos en RNU_ABE (0,61 mg/L y 0,15 mg/L, respectivamente). El monitoreo de estos espacios verdes es una importante herramienta de gestión.

Palabras clave: Caracterización fisicoquímica, Reservas Naturales Urbanas, Curricularización de la extensión, Química ambiental.

Introducción

Las Reservas Naturales Urbanas (RNU) son “espacios verdes creados y manejados, generalmente por municipios, con el objetivo de conservar espacios naturales junto con sus espacios asociados, dentro o en las cercanías de la ciudad. [...] Son espacios esenciales para fomentar el desarrollo sostenible y proteger nuestro patrimonio natural y cultural” (Rizzo y Gómez, s.f.). En la ciudad de Ushuaia, hay 7 RNU que corresponden a un 2,8 % de la mancha urbana (58 ha.) (Rizzo y Gómez, s.f.).

Teniendo en cuenta que estas RNU “protegen la flora y fauna local, pero también preservan los recursos hídricos” de la ciudad (Rizzo y Gómez, s.f.), cobra relevancia el



estudio de la calidad ambiental de las mismas. Los cuerpos de agua superficiales urbanos son espacios recreativos y de vinculación para la comunidad, por lo que el monitoreo de sus propiedades fisicoquímicas permite realizar un diagnóstico e implementar medidas de gestión apropiadas.

En este sentido, el objetivo del trabajo fue caracterizar la calidad del agua y de los sedimentos de cuerpos de agua urbanos (ubicados en RNU) y conocer el grado de impacto mediante los valores obtenidos. Este estudio se realizó en el marco del proyecto de Curricularización de la Extensión adjudicado a la asignatura Química Ambiental y Contaminación de la Lic. en Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional de Tierra del Fuego, por lo cual cobra importancia también a nivel educativo.

Materiales y Métodos

El área de estudio fue la Ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. Se seleccionaron 4 RNU: Laguna del Diablo (RNU_LD), Barrio Ecológico (RNU_ECO), Hol Hol (RNU_HH), Bahía Encerrada (Arroyo Buena Esperanza: RNU_ABE y Bahía: RNU_BE) (Fig. 1). La RNU_LD, ubicada en el corazón de Ushuaia tiene una extensión aproximada de 3 ha, fue declarada "Área de Reserva Recreativa Natural" por Ley Provincial N° 487 en 1991 y posteriormente consolidada por Ordenanza Municipal N° 5856 en 2021 como Reserva Natural Urbana. La RNU_ECO fue creada en el año 2021 por Ordenanza Municipal N° 5856. Se encuentra definida por la red hídrica que parte desde el turbal ubicado en el barrio Las Raíces, donde se encuentra la naciente del chorrillo Ecológico, cuerpo lótico que la atraviesa. Sin embargo, debido a la construcción de calles del barrio Ecológico, el chorrillo desborda convirtiéndose en una pequeña laguna, es decir en un cuerpo léntico. La RNU_HH, actualmente de 11,6 ha, nace por Ordenanza Municipal N° 5325 en 2017 como respuesta complementaria a la regularización del barrio informal 'Lapataia Sur'. Se encuentra delimitando un área de turbal urbano altamente degradado, sobre el cual se estableció el uso de tierra para calle y espacios verdes. La RNU Bahía Encerrada es la más antigua (y estudiada) de todas, fue creada por Ordenanza Municipal N° 3631 en 2009 y ya cuenta con plan de manejo desde el 2018. Se encuentra sobre la costa de la ciudad de Ushuaia, ocupando una superficie de 31,6 ha, presenta un gran valor paisajístico y recreativo ya que se destaca por ser el hábitat natural de 49 especies de aves.



Figura 1. Ubicación de las RNU muestreadas durante abril de 2025.

En el mes de abril de 2025, en cada sitio de muestreo, se analizaron parámetros *in situ* tales como pH, conductividad eléctrica (CE), salinidad y oxígeno disuelto (OD) con un sensor multiparamétrico portátil (U51, Horiba). Luego, se tomaron muestras de agua y sedimento que se transportaron en frío y oscuridad. En el laboratorio, sobre las muestras de agua se midió turbidez con un turbidímetro (Mi415 PRO, Milwaukee), sólidos totales, sólidos en suspensión, alcalinidad, dureza y cloruros. Para los sólidos totales se evaporó un volumen de muestra conocido en crisoles y se obtuvo el valor por diferencia de peso (APHA, 2017). Para calcular los sólidos en suspensión, se filtró un volumen conocido de muestra por un filtro de NC de 0,45 μm de poro previamente secado a 55 °C y pesado. Se llevó a estufa hasta peso constante y por diferencia de peso se calculó la concentración. La alcalinidad total se determinó por titulación con HCl 0,02N (APHA, 2017), la dureza total por titulación con EDTA 0,01N (APHA, 2017) y cloruros por titulación con AgNO₃ 0,01N (APHA, 2017). Por último, se determinaron nutrientes disueltos sobre la muestra filtrada (amonio, nitratos y fosfatos). Para amonio se utilizó un espectrofotómetro HACH y el kit de reactivos en polvo correspondientes al método del salicilato (APHA, 2017). Para fosfatos y nitratos se utilizó el analizador de flujo continuo segmentado (QuAatro 39, SEAL Analytical) que utiliza el método del ácido ascórbico y el método de reducción con cadmio, respectivamente (APHA, 2017).

En el laboratorio, los sedimentos se secaron y tamizaron para obtener la fracción menor a 2 mm. Sobre los sedimentos se realizó la determinación de pH, conductividad eléctrica y materia orgánica. Para pH se utilizó la relación 1:2,5 de sedimento:agua (McLean,



1982), para CE el método de saturación en pasta (Rhoades, 1982) y para materia orgánica el método por ignición (Davies, 1974).

Resultados

Los resultados de la caracterización de las muestras de agua se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica de las aguas de RNU muestreadas.

	RNU_ECO	RNU_HH	RNU_BE	RNU_ABE	RNU_LD
pH	8,15	7,1	7,6	6,85	6,99
Temperatura (°C)	2,1	2,2	6,5	9,01	7,32
CE (mS/cm)	0,09	0,5	FR	0,42	0,63
Salinidad (‰)	-	-	22,6	-	-
Sólidos Totales (g/L)	0,11	0,38	28,22	0,29	0,39
Sólidos en suspensión (g/L)	0,001	0,0145	0,0217	0,045	0,0037
OD (mg/L)	9,8	10,7	12,4	7,6	7,3
Turbidez (NTU)	0,4	30,2	2,65	14,4	1,7
Amonio (mg/L N-NH ₄)	0,04	0,03	0,48	0,44	nd
Nitratos (mg/L N-NO ₃)	0,040	0,007	0,024	0,610	0,008
Fosfatos (mg/L P-PO ₄)	nd	nd	0,067	0,149	nd
Dureza (mg/L CaCO ₃)	15	90	390	45	180
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	30	205	120	125	65
Cloruros (mg/L)	12,4	49,6	1368,5	60,3	78,0

FR: fuera de rango; nd: no detectado.

Los cuerpos de agua presentaron valores de pH que oscilaron entre 6,85 y 8,15, valores de OD entre 7,3 y 12,4 mg/L, y CE entre 0,09 y 0,63 mS/cm. La muestra RNU-BE presentó valores fuera de rango de CE, esperable para un cuerpo de agua mixohalino (confluyen aguas del arroyo Buena Esperanza y de la Bahía Ushuaia; Torres et al., 2009).

Los valores más altos de nutrientes se registraron en la RNU Bahía Encerrada, alcanzando máximos de amonio en ambos puntos (0,44 y 0,48 mg/L) y máximos de nitratos y fosfatos en RNU_ABE (0,61 mg/L y 0,15 mg/L, respectivamente). Por otro lado, se registraron valores más altos de sólidos en suspensión en dichos sitios. Esto es consistente con un cuerpo de agua que atraviesa la ciudad y fue históricamente receptor de sus desechos (Diodato et al., 2018; Granitto et al., 2021; Bursztyn Fuentes et al., 2024).

Según los “Niveles guía de calidad de agua dulce superficial y salobre para la protección de la vida acuática”, del Decreto Provincial 450/21, en todos los casos los niveles de



amonio y nitrato fueron apropiados (menores a 13 mg/L y 1,37 mg/L, respectivamente). De acuerdo a los niveles hallados de fósforo, RNU-BE se podría caracterizar como un sistema eutrófico, mientras que RNU-ABE sería hipereutrófico. El resto de los sitios se pueden considerar oligotróficos o ultraoligotróficos ($<0,01 \mu\text{g P}$).

Los resultados de la caracterización de las muestras de sedimentos se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Caracterización fisicoquímica de los sedimentos de las RNU muestreadas.

	RNU_ECO	RNU_HH	RNU_BE	RNU_ABE	RNU_LD
pH	5,5	6,45	6,0	5,8	5,7
CE (mS/cm)	0,21	0,22	9,45	0,20	0,37
Materia orgánica (%)	14,9	16,9	9,63	2,45	13,4

El pH de los sedimentos varió entre 5,5 y 6,45, manteniéndose más bajo que en la columna de agua. La conductividad fue mucho más alta en RNU_BE, en relación a su carácter mixohalino. El valor más bajo de MO resultó el del cuerpo de agua lótico, probablemente asociado al continuo movimiento del agua, en contraposición a las lagunas, las cuales presentan mayor tiempo de residencia del agua y mayor tasa de sedimentación.

Conclusiones

Desde un punto de vista técnico, este trabajo contribuye a conocer el estado actual de los cuerpos de agua situados en las Reservas Naturales Urbanas de Ushuaia. La necesidad de un seguimiento de la calidad de los mismos radica en que son espacios que, por su valor patrimonial, paisajístico y estético, son muy concurridos por los habitantes. En este sentido, resulta importante incorporar análisis microbiológicos para poder analizar otros usos como el recreativo de contacto primario y secundario. Desde un punto de vista educativo, este trabajo contribuye a la formación de profesionales del área ambiental vinculados con las problemáticas del territorio, así como a la divulgación de información relevante para los distintos actores que lo habitan.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA; Washington D. C., USA.

Bursztyn Fuentes, A., Montes, M. L. & Rodríguez, P. (2024). Periphyton bioaccumulation and biosorption potential: in-situ experiment in a eutrophic, mixohaline lake ecosystem (Tierra del Fuego, Argentina). *Limnologica*, 105: 126156.



Davies, B. (1974). Loss-on-Ignition as an Estimate of Soil Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal*, 38, 150–151.

Diodato, S., Comoglio, L., Moretto, A., et al. (2018). Dinámica e impacto de la eutrofización por aportes urbanos en las cuencas hídricas y zona costera de la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego. En: Abraham, E. M., Quintana, R. D. y Mataloni, G. (Eds.), *Aguas + Humedales* (pp. 468–475). Universidad Nacional de San Martín.

Granitto, M., Diodato, S. L. & Rodríguez, P. (2021). Water quality index including periphyton chlorophyll-a in forested urban watersheds from Tierra del Fuego (Argentina). *Ecological Indicators*, 126: 107614.

McLean, E. O. (1982). Soil pH and lime requirement. En: Page, A., Miller, R. H. y Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties* (pp. 199–224). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison (WI).

Rhoades, J. D. (1982). Soluble salts. En: Page, A., Miller, R. H. y Keeney, D. R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties* (pp. 167–179). American Society of Agronomy, Madison (WI).

Rizzo, M. V. y Gómez, C. (s.f.). *Refugios verdes en tiempos de cambio climático*. <https://www.ushuaia.gob.ar/documents/18/679052/Ambiente+-+Reservas+Naturales+-+tomo+6.pdf>.

Torres, A. I., Gil, M. N., Amín, O. A., et al. (2009). Environmental characterization of a eutrophicated semi-enclosed system: nutrient Budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water Air Soil Pollut*, 204: 259–270.



INFLUENCIA LITOLÓGICA SOBRE LA GEOQUÍMICA DE AGUAS SUPERFICIALES: ESTUDIOS EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO CUARTO

LITHOLOGICAL INFLUENCE ON THE GEOCHEMISTRY OF SURFACE WATERS: STUDIES IN THE UPPER BASIN OF THE CUARTO RIVER

Benito, María Eugenia^{1,2}; Giacobone, Daniela^{1,3}; Pramparo, Santiago^{1,3}; Pascuini, Miguel^{1,3}; Schroeter, Germán^{1,3}; Andreazzini, Jimena^{1,2}; Santinelli, María^{1,4}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ²Instituto de Ciencias de la Tierra, Biodiversidad y Ambiente (CONICET-UNRC), Argentina, ³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC), Argentina, ⁴Universidad Nacional de Comechingones, Argentina. ebenito@exa.unrc.edu.ar

Resumen

La cuenca alta del río Cuarto, ubicada en el sector serrano-pedemontano (Córdoba), cumple una función clave en la captación de agua de la cuenca. Este estudio caracteriza la geoquímica de las aguas superficiales y su vínculo con la litología. Se analizaron cuatro subcuencas con afloramientos graníticos y metamórficos, y mallines asociados, mediante muestreos estacionales y análisis fisicoquímicos. Las aguas son bicarbonatadas mixtas, aunque con variaciones espaciales marcadas por la litología. Los ríos que drenan metamorfitas muestran un régimen permanente y mayor salinidad, mientras que los que drenan granitos varían de permanentes a efímeros y presentan menor salinidad, pero mayor concentración de F⁻, especialmente en mallines. En períodos secos, las sales aumentan por aporte subterráneo. La mayoría de las muestras son aptas para consumo humano, excepto en mallín granítico, aunque no resultan adecuadas para riego por su baja salinidad y requieren suplementación para uso ganadero.

Palabras clave: Geoquímica, Aguas superficiales, Litologías, Sistemas serranos-pedemontanos.

Introducción

Los ambientes serranos desempeñan un papel clave como áreas captadoras de agua de precipitaciones, que no sólo descarga en vertientes, mallines y/o ríos, sino que también infiltra y recarga los acuíferos de medios rocosos y sedimentarios (Blarasin et al., 2014). Las características físico-químicas de las aguas superficiales están determinadas por factores naturales (clima, litología, geomorfología, etc.) y aquellos asociados a la actividad antrópica. En la provincia de Córdoba, los sectores serranos presentan un



creciente grado de antropización, donde las aguas superficiales constituyen la principal fuente de abastecimiento para diversos usos, entre ellos el ganadero, forestal y turístico. En particular, en la cuenca alta del río Cuarto, localidades como Alpa Corral y Las Albahacas-El Chacay, junto a otras más pequeñas como Las Cañitas y San Bartolomé han experimentado en las últimas décadas un incremento de las actividades turísticas, potenciado por la pavimentación de la ruta provincial n° 23. Esto ha derivado en un aumento en la demanda de agua potable y problemas de contaminación, comprometiendo la disponibilidad y calidad del recurso. La problemática descrita se agudiza marcadamente en los períodos de sequía (ej. 2017 a 2023), donde las comunas llegaron a situaciones críticas de abastecimiento. Para prevenir y atender estas contingencias, es necesario realizar estudios que permitan conocer las variaciones espaciotemporales en la cantidad y calidad de las aguas superficiales. Existen estudios que abordan aspectos del funcionamiento hidrológico superficial de la cuenca del río Cuarto (Degiovanni et al., 2013), así como las características del agua subterránea (Bécher Quinodóz et al., 2022). En el sector serrano de la cuenca, se han realizado investigaciones hidrológicas y geomorfológicas centradas en subcuencas específicas (Andreazzini, 2015; Schroeter et al., 2024). En este sentido, se plantea como objetivo realizar una caracterización preliminar de la geoquímica de las aguas superficiales en la cuenca alta del río Cuarto, evaluando su vínculo con las variaciones litológicas presentes en el sector serrano. Este estudio generará conocimiento que contribuya a la gestión integral y sustentable del agua en estos ambientes.

Características del área de estudio

El río Cuarto o Chocancharava es uno de los sistemas hídricos más importantes del sur de Córdoba. El clima de la región es mesotermal subhúmedo, con una precipitación promedio anual de 889,8 mm (serie Las Tapias-Los Chañares, 1939-2023). La cuenca alta del sistema se desarrolla en la pendiente oriental de la sierra de Comechingones y piedemonte aledaño (Fig. 1). El río Cuarto está conformado por cuatro subcuencas principales, los ríos Alpa Corral/Seco (287 km²) y San Bartolomé (120 km²), que drenan rocas graníticas del Batolito Cerro Áspero, caracterizadas por granito biotítico y leucogranito/leucogranodiorita con diques de cuarzo, calcedonia y fluorita, y los ríos Las Cañitas (267 km²) y Piedras Blancas (339 km²), desarrollados sobre migmatitas, anfíbolitas y gneises del Complejo Monte Guazú y protomilonitas de la Faja de Cizalla Guacha Corral. Estos últimos dos cursos tienen nacientes en paleosuperficies, cubiertas



por depósitos loésicos/loessoides (pampas de altura). Todos los sistemas fluviales tienen un régimen permanente en el sector serrano, cuyo caudal de base es aportado por los acuíferos durante el invierno. En este contexto montañoso se reconocen numerosos “mallines”, que actúan como importantes reservas de agua para la región. Las características litológicas influyen en la carga de lecho, siendo principalmente psefítica en los ríos Piedras Blancas y Las Cañitas, y

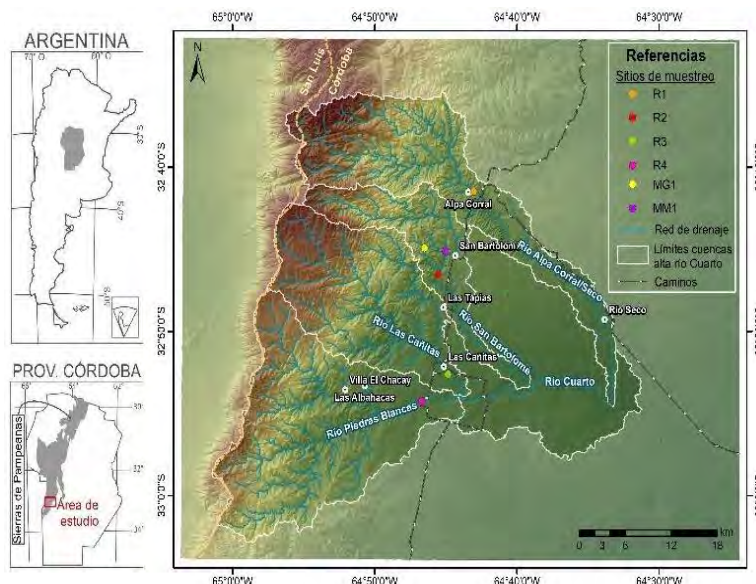


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo.

areno gravosa en las subcuencas graníticas. Estos ríos continúan en el sector pedemontano incidiendo importantes secuencias sedimentarias (Degiovanni et al., 2013), conformando el río Cuarto. En este ambiente pedemontano, los ríos Alpa Corral y San Bartolomé adquieren régimen temporario/efímero. Con respecto al uso del territorio, en el sector serrano predomina la ganadería extensiva, afectando sectores cumbresales más prístinos. Durante los años 80', se desarrolló una importante actividad minera para la extracción de fluorita. En el piedemonte, predomina la agricultura con ganadería subordinada. La actividad turística es intensa en Alpa Corral, Las Albahacas y El Chacay, donde la población se triplica en verano. Estas localidades se abastecen principalmente de aguas superficiales, y el suministro es complementado con aguas subterráneas según la demanda.

Metodología

Se establecieron sitios de aforo y muestreo de aguas según la litología que drena la red hídrica: ríos Alpa Corral y San Bartolomé (graníticas), Piedras Blancas y Las Cañitas, (metamórficas) y mallines representativos de diferentes condiciones (Fig. 1). El monitoreo se realizó durante dos campañas estacionales, abarcando los períodos primavera-verano y otoño-invierno. Los caudales líquidos instantáneos en condiciones de estiaje, fueron medidos a partir de micromolinetes OTT-C2. También, se determinaron



parámetros *in situ* como conductividad eléctrica (CE), temperatura, pH y oxígeno disuelto (OD), utilizando sonda multiparamétrica Hanna HI 9829. La concentración de sedimentos en suspensión (CSS, [g/l]) se determinó en laboratorio mediante método de comparación peso húmedo-seco. Para el análisis físico-químico de las muestras, se cuantificaron elementos mayoritarios, minoritarios y trazas (F^-) siguiendo metodologías estandarizadas. Se evaluaron relaciones molares entre iones mediante el diagrama de Gibbs (1970). La aptitud del agua superficial se evaluó aplicando los niveles de referencia del Código Alimentario Argentino (CAA, 2012) para consumo humano, los criterios propuestos por Bavera et al. (2001) para uso ganadero y las recomendaciones de la FAO (Ayers y Westcot, 1985) para riego.

Resultados

En todos los cursos analizados se registraron los mayores caudales en verano, en coincidencia con la distribución anual de las precipitaciones. Los valores en diciembre fueron algo más elevados que en febrero, a excepción del río Alpa Corral que mostró gran similitud para ambas mediciones. En general, se observa que los caudales se correlacionan con las áreas drenadas; Piedras Blancas, la cuenca de mayor tamaño, registra los caudales anuales más altos, mientras que en otoño-invierno también destacan los valores medidos en Alpa Corral (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de caudal (m^3/s) obtenidos en los afluentes del río Cuarto.

	Alpa Corral		San Bartolomé		Las Cañitas		Piedras Blancas	
	Q [m^3/s]	CSS [g/L]	Q [m^3/s]	CSS [g/L]	Q [m^3/s]	CSS [g/L]	Q [m^3/s]	CSS [g/L]
31/05/2023	0,79	0,006	0,38	0	0,31	0	0,66	0,035
09/08/2023	0,32	0	0,17	0	0,05	0	0,58	0
28/12/2023	1,54	0	0,93	0,016	1,71	0	2,15	0
07/02/2024	1,66	0	0,73	0,020	1,30	0,0004	1,71	0,027

En cuanto a la CSS, en los cuatro afluentes los valores son muy bajos a nulos (máx. 0,035 g/L), observándose un patrón aleatorio con relación a los caudales. Puede mencionarse que el río Alpa Corral es el que mostró valores nulos en casi todos los muestreos, mientras que Piedras Blancas alcanzó los mayores valores para mayo y febrero (Tabla 1). El agua superficial de los sistemas estudiados es dulce, con CE entre 40 y 266 $\mu S/cm$, y pH en el rango de 6,8-8,4. El tipo geoquímico es bicarbonatado mixto (sódico-cálcicas y calco-sódicas), característico de zonas de recarga hidrológica (Fig. 2a). El análisis de diferentes relaciones molares de iones mayoritarios mostró que la geoquímica de las muestras de aguas superficiales del entorno serrano, está controlada superficiales del entorno serrano,



está controlada principalmente por las precipitaciones locales, mostrando incipientes procesos de meteorización (Fig. 2b). Los ríos Las Cañitas y Piedras Blancas, presentan una salinidad más elevada respecto a los ríos Alpa Corral y San Bartolomé (Fig. 2c). Esto puede vincularse a que los primeros sistemas interactúan con depósitos loésicos/loessoides de paleosuperficies. Aunque no se observaron cambios geoquímicos significativos entre las aguas de los ríos y mallines muestreados, se destacan concentraciones altas de F^- en los tributarios que drenan el ambiente granítico, con concentraciones que varían entre 0,4 y 0,6 mg/L. El mallín analizado en este contexto litológico, mostró valores entre 1,5 y 2 mg/L de F^- . Por el contrario, los menores contenidos de F^- se hallaron en los cursos y mallines asociados a metamorfitas (0,15-0 mg/L y 0,7 mg/L respectivamente). Los NO_3^- son indicadores de contaminación antrópica dado que en estos ambientes geológicos no hay minerales que los aporten. Se obtuvieron concentraciones muy bajas entre 0,01 y 2,5 mg/L, que podrían corresponder a valores de fondo natural (no definidos para aguas superficiales, pero sí para acuíferos en la región, siendo entre 0 a 8-12 mg/L; Blarasin et al., 2014) generados por la descomposición de materia orgánica en el suelo. Las menores concentraciones que se observan en períodos de lluvias y mayores caudales, evidencian la mayor dilución con respecto a los periodos más secos. En general, las muestras analizadas revelan una variación temporal del carácter geoquímico: en los periodos secos las aguas evidencian mayor salinidad que en los periodos húmedos (Fig. 2c). En el mes de diciembre, donde se registraron altos caudales, la concentración de los iones mayoritarios en el agua fue baja, mostrando muy baja salinidad. Las mayores variaciones se observan en el río Alpa Corral, con aguas calco-sódicas en el período seco a sódicas-magnésicas en el húmedo.

Por su parte, las muestras de los mallines mantienen salinidades más homogéneas entre ambos períodos. Finalmente, la clasificación de las aptitudes de uso del agua superficial no mostró variaciones estacionales significativas (Fig. 2d). La mayoría de las muestras resultaron aptas para consumo humano, a excepción de las obtenidas del mallín granítico, donde la concentración de F^- superó el límite del CAA de 1,3 mg/L). Para riego, según FAO (Ayers y Wescott, 1985), las muestras resultaron no aptas por restricciones severas de pérdida de infiltración, debido a la baja salinidad del agua. Particularmente, el río Piedras Blancas resulta apto para riego con ligeras restricciones por pérdida de infiltración durante otoño-invierno, pero pierde esta aptitud en temporadas lluviosas debido a la disminución en su contenido salino. Todas las muestras son deficientes en sales para



ganadería de tambo e invernadero.

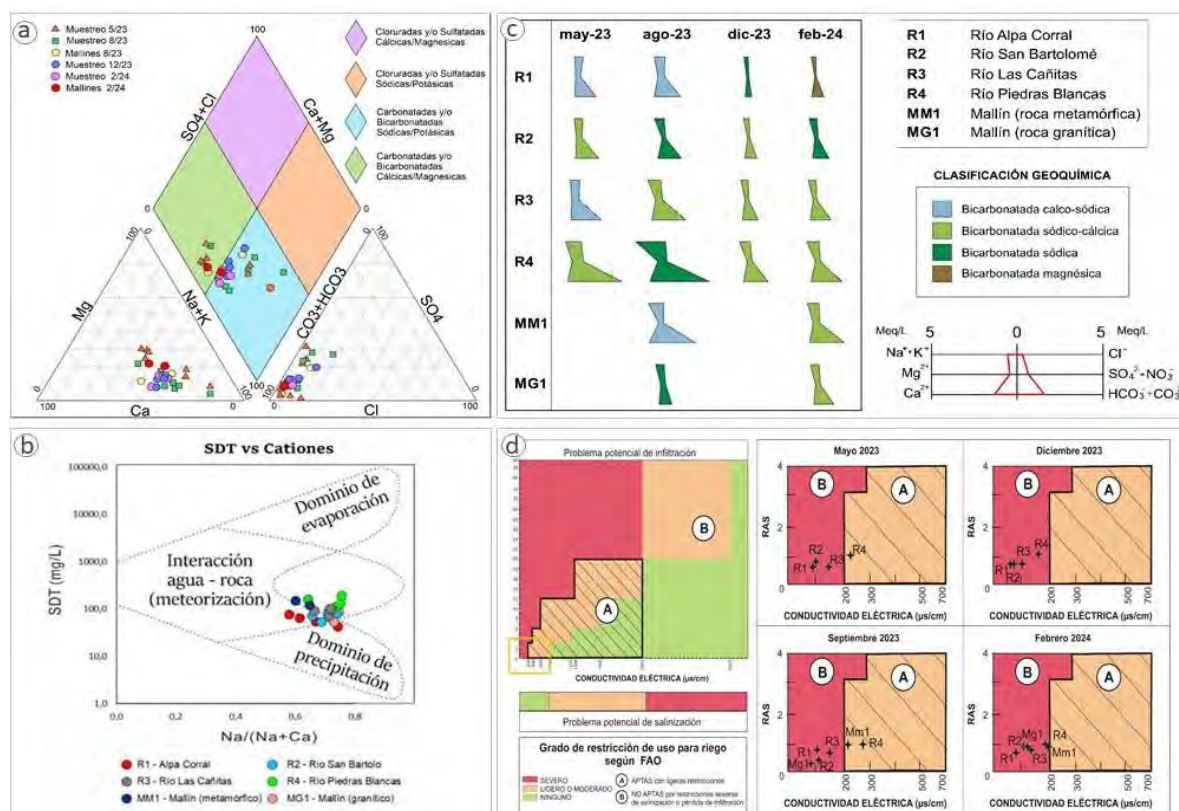


Figura 2. a) Diagrama de Piper para clasificación geoquímica. b) Análisis estacional y variaciones geoquímicas. c) Diagrama de Gibbs para identificar procesos hidrogeoquímicos mayores. d) Clasificación de uso para riego FAO.

Conclusión

Los resultados obtenidos evidencian una clara variabilidad espacial debido a la influencia de la litología sobre las características hidrológicas y geoquímicas de las aguas superficiales de la cuenca alta del río Cuarto. Los sistemas que drenan rocas metamórficas presentan una mayor CSS durante el estiaje respecto a los cursos que drenan rocas graníticas, atribuido al aporte proveniente de las pampas de altura. Al transitar por dichas paleosuperficies, las aguas tienden a circular a menor velocidad, favoreciendo la interacción con la fase sólida y el incremento en las salinidades. En contraste, los ríos que drenan rocas graníticas mostraron una baja salinidad, pero se destaca la presencia de F⁻ en solución por la meteorización de minerales accesorios como apatita, biotita y fluorita, particularmente en mallines donde el mayor tiempo de residencia del agua intensifica este proceso, influyendo en su aptitud de uso para consumo humano. Además, presentan variaciones estacionales bien definidas tanto en el caudal como en la composición geoquímica, no solo en respuesta a las precipitaciones sino también de los aportes subterráneos, siguiendo el patrón típico de la región. En el periodo seco las aguas



contienen mayor salinidad, reflejando la influencia del caudal base proveniente del acuífero fisurado del macizo rocoso y de las secuencias sedimentarias presentes en las áreas cumbres, valles intermontanos y piedemonte. Durante el periodo húmedo, el incremento de las precipitaciones y el consecuente aumento de los caudales en los ríos favorece la dilución y disminución de SDT en el agua. En este contexto también se explican las variaciones de las concentraciones de NO_3^- . Si bien este estudio clasifica las aguas de los ríos como aptas para consumo humano, se recomienda en estudios futuros, incluir determinaciones de As, debido a su impacto en la salud humana, como así también complementar con análisis microbiológicos. En cuanto al uso ganadero, se recomienda la consulta con veterinarios para suplementar sales y minerales faltantes en el agua, asegurando así un desarrollo adecuado de los animales.

Referencias bibliográficas

Andreazzini, M. (2015). *Análisis de los procesos de ajuste en sistemas fluviales serranos pedemontanos frente a cambios ambientales. Cuenca río Las Cañitas, Cba, Arg.* [Tesis Doctoral], Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto-Córdoba, Argentina.

Ayers, R & Wetscot, D. (1985). *Water quality for agriculture*. FAO. 29. Rev1, Roma.

Bavera, G. (2001). *Manual de Aguas y Aguadas para el ganado*.

Bécher Quinodóz, F., Blarasin, M., Cabrera, A., et al. (2022). Modelación de mezcla geoquímica e isotópica para evaluar relación agua superficial/subterránea en la cuenca del Río Cuarto. Cba., Arg. *XI Congreso Argentino de Hidrogeología*. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. UniRío Editora.

Código Alimentario Argentino (CAA). (2012). Capítulo XII: Bebidas hídricas, agua y agua gasificada. Ley Nacional N° 18284/1969.

Degiovanni, S., Villegas, M. & Ulla, J. P. (2013). Análisis de la carga de fondo y dinámica de transporte en el río Cuarto, Cba., como base para una minería de áridos sustentable. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 70 (2), 238-348.

Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088–1090.



Schroeter, G., Bécher Quinodóz, F., Cabrera, A., et al. (2024). Caracterización geoquímica y estudio preliminar de materia orgánica disuelta en aguas superficiales y subterráneas de una cuenca serrana. Agua subterránea: Retos para una gestión sostenible. *XII Congreso Argentino de Hidrogeología*. Asociación Latinoamericana de Hidrología Subterránea para el Desarrollo, Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos y la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa-La Pampa, Argentina.



**CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO DISUELTO, COBRE Y NIQUEL
ASOCIADO EN SEDIMENTOS DE DIFERENTE GRADO DE
CONTAMINACIÓN ORGÁNICA DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO**

DISSOLVED ORGANIC CARBON, COPPER AND NICKEL ASSOCIATED
CONTENT IN SEDIMENTS WITH DIFFERENT LEVELS OF ORGANIC
POLLUTION IN THE MATANZA-RIACHUELO BASIN

Zimmer, Victoria¹; Bargiela, Martha¹

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales,
Cátedra de Inorgánica y Analítica, Argentina. vzimmer@agro.uba.ar

Resumen

El río Matanza-Riachuelo es un claro ejemplo de caso extremo de síndrome de río urbano, siendo testigo y víctima del desordenado proceso de ocupación e industrialización de la urbe argentina más importante. La mayor parte de sus contaminantes, fundamentalmente materia orgánica y metales que exceden en algunos casos los valores base de sedimentos del mundo y en muchos los máximos permitidos, llegan por escorrentía, lixiviados desde basurales y vertidos directos. Los sedimentos fluviales actúan tanto como fuente como sumideros de contaminantes y es por esto que resulta imperioso estudiar la distribución de estos últimos en la interfase sólido-líquido de los sistemas acuáticos. La elevada concentración de metales pesados puede afectar negativamente a toda la comunidad acuática. El riesgo sanitario es mayor si hay asentamientos en zonas inundables. La materia orgánica juega un rol fundamental en el comportamiento de los metales, en particular la que se halla en fase sólida. La presencia de materia orgánica coloidal juega un rol clave en la regulación de los procesos biogeoquímicos de los contaminantes debido a su alta reactividad. En todos estos procesos resulta de importancia la relación líquido/sólido. Para evaluar potenciales medidas de remediación es fundamental analizar la dinámica de todos estos procesos. Esta investigación resulta clave por la posible llegada de estos contaminantes al río de la Plata, fuente de abastecimiento de agua potable de buena parte de la región metropolitana. En este trabajo se estudió el flujo de Cobre y Níquel entre el sedimento y el agua y su relación con la desorción de la materia orgánica. Para ello se realizó un muestreo de sedimentos en dos sitios de la cuenca con contenidos y orígenes diferentes de los compuestos orgánicos. Se efectuó un ensayo de desorción tanto de materia orgánica como de metales, considerando diferentes relaciones líquido/sólido. Se



determinó el contenido de Carbono orgánico disuelto (COD) y el de Cu y Ni en los diferentes extractos, además de analizar las variaciones de conductividad eléctrica y pH antes y después del ensayo. Los ensayos demostraron una relación creciente entre la masa sólida variable y el contenido de COD y entre el contenido de los metales y la relación líquido/sólido. En cuanto al porcentaje de liberación del C y de los metales con respecto a los contenidos del sedimento, los mismos incrementaron cuando la relación líquido/sólido también lo hacía.

Palabras clave: *Materia orgánica, Metales pesados, Río, Sedimentos.*

Eje temático 4

GEOQUÍMICA DE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



GEOQUÍMICA DEL AGUA EN LAGUNAS SOMERAS DEL SUR DE SANTA CRUZ (PATAGONIA CONTINENTAL AUSTRAL, ARGENTINA)

GEOCHEMISTRY OF WATER IN SHALLOW LAKES OF SOUTHERN SANTA CRUZ (SOUTHERN CONTINENTAL PATAGONIA, ARGENTINA)

Díaz, Boris G.^{1,2}; Tiberi, Pedro¹; Acuña, Adrián J.³; Almonacid, Leandro R.⁴; Peri, Pablo L.^{1,2,5}; Monserrat, María C.¹; Bertinat, Mariano⁶

¹Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina. ²INTA Estación Experimental Agropecuaria Santa Cruz, Argentina. ³Laboratorio Regional de Investigación Forense (Santa Cruz), Argentina. ⁴Convenio Municipalidad de Río Gallegos – INTA CR Patagonia Sur; Argentina. ⁵Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. ⁶Secretaría de Estado de Ambiente de Santa Cruz, Argentina. diaz.boris@inta.gob.ar

Resumen

En Patagonia Austral, las lagunas someras representan importantes ecosistemas para el mantenimiento de la biodiversidad así como fuente de abastecimiento de agua de bebida para la fauna autóctona y alóctona. En este trabajo se realizó un análisis exploratorio de la geoquímica del agua de lagunas someras, distribuidas en diferentes litologías del sur de Santa Cruz, y un análisis comparativo de su dinámica entre estaciones de máxima y mínima oferta volumétrica de agua. Se analizó la concentración de iones mayoritarios en 61 muestras de agua, procedentes de lagunas someras entre finales de invierno y mediados a finales de verano. La litología regional dominante, un till glaciario limo arcilloso relativamente impermeable, con una potente cobertura de conglomerado arenoso grueso con cemento calcáreo, con un arrasamiento por el viento con finos depósitos de sedimento de fondo, imprimen características mayormente bicarbonatadas a las aguas regionales, con la excepción de lagunas ubicadas en la costa marítima, con fuerte impronta de sedimentos de origen marino, los que aportan al agua cloruros y sulfatos. Sin embargo, la mayor influencia en la geoquímica se observó entre momentos de diferente oferta volumétrica estacional de agua en las lagunas, siendo predominante clorurado-cálcicas durante el verano hasta bicarbonatadas sódicas y cálcico-magnésicas, en invierno.

Palabras clave: Hidrología, Geología, Hidroquímica, Cambio Climático.

Introducción

En la Patagonia Austral, las lagunas someras, poco profundas, representan importantes ecosistemas para el mantenimiento estacional de la biodiversidad, especialmente de aves, así como una importante fuente de abastecimiento de agua de bebida estacional para la



fauna autóctona y alóctona. Entre esta última, principalmente el ganado bovino y el ovino, base de la producción agropecuaria regional. Su dinámica cuantitativa anual está fuertemente condicionada por los regímenes de alimentación, nival y/o pluvial, a su vez una función del clima estacional y anual, su ubicación latitudinal, altitud y proximidad a costa o cordillera, entre otros factores ambientales. La dinámica química de sus aguas presenta una estrecha relación con los mismos factores ambientales si bien también se encuentra fuertemente condicionada tanto por la litología superficial como subyacente. En décadas recientes ha comenzado a acumularse evidencia asociada con impactos negativos de un cambio de clima en la región, en particular con la dinámica estacional del agua en superficie, tanto en la forma del caudal de ríos como en el volumen de lagunas someras. Sin embargo, se carece aún tanto de una línea de base que permita la caracterización general de las aguas en estos cuerpos como, muy especialmente, su dinámica estacional entre momentos de máxima oferta volumétrica (finales de invierno) y mínimos volúmenes antes de su secamiento (mediados a finales del verano). Esta dinámica de cambio intra anual, en especial con relación a las calidades observables en períodos secos, resulta de interés para la planificación del uso de las lagunas, como un indicador de eventuales cambios futuros en la calidad.

El objetivo del presente trabajo consistió en realizar un análisis exploratorio de parámetros fisicoquímicos del agua procedente de lagunas someras, distribuidas en un mosaico de litologías del extremo sur de la provincia de Santa Cruz, así como un análisis comparativo de su dinámica de cambio entre estaciones de máxima y mínima oferta volumétrica de agua en superficie.

Materiales y Métodos

El área de estudio se centró en la porción argentina de tres grandes regiones hidrográficas (RH) de la Patagonia Continental Sur que cubren, en conjunto, una superficie total de 57.406,4 km² de los cuales el 76,1 % se ubica en Argentina y el 23,9 % en Chile (Fig. 1) (Díaz et al., 2021). Se recolectaron 61 muestras de agua superficial de diferentes cuerpos lagunares someros durante las estaciones húmeda (41) y seca (19), entre los años 2017 y 2019, de acuerdo con procedimientos estandarizados por el US Geological Survey (2006). Finales de invierno y comienzos de primavera (agosto a final de setiembre), por un lado, representa el momento de la recarga estacional de las lagunas someras y la máxima oferta volumétrica de agua superficial, mientras que entre mediados y final del verano (enero al inicio de marzo) representa el momento de mínima oferta de agua o incluso su



secamiento.

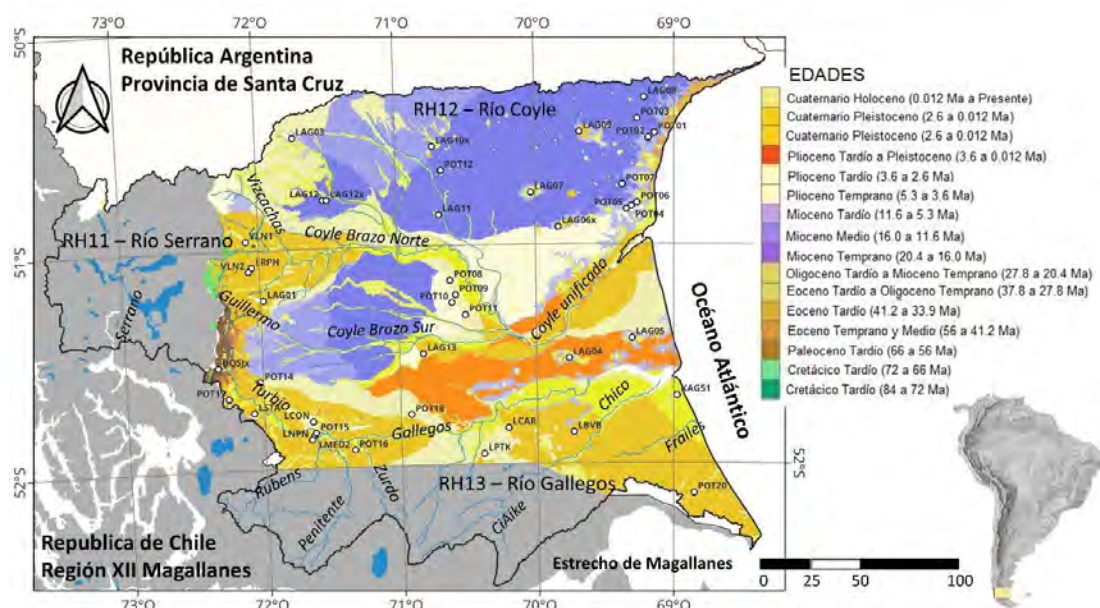


Figura 1. Ubicación de la región de estudio, sitios de muestreo y edad geológica de rocas y sedimentos en superficie. Información geológica extraída de Caminos et al. (1999).

La concentración de cationes y aniones mayoritarios se evaluó en laboratorio. El Na^+ y K^+ se determinaron por fotometría de llama según las normas SM-3500-Na B y SM-3500-K B. El Ca^{2+} y el Mg^{2+} se analizaron por titulación complexométrica con EDTA a pH 12 utilizando murexida como indicador para el primer caso, y a pH 10 con negro de eriocromo T para el segundo, según la norma SM-2340-C. La presencia de Cl^- se determinó a través de la norma SM-4500- Cl^- B; el SO_4^{2-} por precipitación en medio ácido según la norma SM-4500- SO_4^{2-} E; el CO_3^{2-} y el HCO_3^- se determinaron mediante titulación con ácido clorhídrico 0,1 N, utilizando fenolftaleína y heliantina como indicadores, según la norma SM-2320 B. El PO_3^{2-} y el NO_3^- se determinaron según las normas SM-4500-P E y SM-4500- NO_3^- E, respectivamente. El pH y la conductividad eléctrica específica (ECw) se determinaron in situ, según normas SM-4500-H+ B y SM-2510 B, mediante una sonda SPER SCIENTIFIC Water Measurement®. Los sólidos disueltos totales (TDS) se determinaron mediante un método gravimétrico sobre el residuo seco, según la norma SM-2540 C.

Se clasificaron los tipos de agua a partir de su composición química y dinámica según el diagrama de Piper (Moreno Merino et al., 2021). Una vez comprobada la distribución normal o no normal de resultados disponibles para muestras, con cada analito y en cada estación del año, mediante la prueba de Shapiro-Wilks a un nivel $p < 0,05$, se realizó un análisis de comparación de medias o medianas, según correspondiera, mediante la prueba



no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre los comportamientos estacionales.

Resultados

Ca^{2+} y Cl^- fueron catión y anión dominantes en las aguas de la región durante el verano, con concentraciones medianas de 381 mg/L y 1.400 mg/L, respectivamente. Esto permite clasificarlas como de facie predominantemente CaCl (Fig. 2a). Algunas lagunas en particular, ubicadas al norte del río Coyle en la RH11 del río Serrano, evidenciaron concentraciones excepcionalmente elevadas (>115 g/L de Cl^- y >60 g/L de Ca^{2+}) como LAG6x, LAG7, LAG10, LAG12, LAG12x y VLN2. Na^+ (26,1 mg/L), K^+ (18,2 mg/L) y SO_4^{2-} (55,0 mg/L) resultaron los iones secundarios en términos generales para la región, durante esta estación, si bien con un comportamiento heterogéneo entre las diferentes lagunas. Sin embargo, para los casos mencionados, el anión predominante en segundo término resultó el HCO_3^- con concentraciones entre 0,2 y 13,2 g/L. El pH promedio de las lagunas en la estación fue de $8,8 \pm 0,6$ (cv % = 6,6) con una ECw promedio de 2.990 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mientras que en el primer parámetro la variabilidad espacial resultó notablemente baja, en la conductividad eléctrica se detectaron valores en un amplio rango, con extremos como en LAG9 y VLN2 ($\text{ECw} > 1,83$ dS/cm), LAG10x (ECw 0,62 dS/cm) y LAG5 (ECw 0,25 dS/cm).

A la salida del invierno, durante la estación de recarga de las lagunas, el Na^+ reemplazó al Ca^{2+} como el catión dominante, con una concentración mediana de 1,5 g/L en término promedio pero con extremos (en las lagunas mencionadas previamente) de entre 115,0 y 170,0 g/L. Los restantes cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+) se presentaron en concentraciones promedio homogéneas aunque notablemente más bajas (18,0 a 35,0 mg/L). Entre los aniones, el Cl^- también se mantiene en el invierno como el mayoritario entre los cationes analizados, si bien con mayores concentraciones promedio que durante el verano (mediana de 1,58 g/L). Las lagunas citadas previamente evidenciaron concentraciones de $>146,2$ g/L con extremos de entre 209,6 a 235,4 g/L (LAG6x, LAG7, LAG9 y VLN2). El ion HCO_3^- , segundo en importancia en esta estación, presentó una concentración promedio de 630,0 mg/L, notablemente más alta que durante el invierno (24,0 mg/L en promedio). Así, la facie predominante hacia finales del invierno es del tipo NaCl aunque con una presencia creciente del tipo NaHCO_3 y unas pocas del tipo $\text{CaMg}(\text{HCO}_3)_2$, (Fig. 2a). El pH promedio resultó ligeramente más alto durante finales de invierno ($9,0 \pm 0,4$) aunque sin significación estadística a un nivel $p < 0,05$ respecto a la situación de las aguas



durante el verano. Finalmente, como resultado de una mayor presencia salina, la ECw promedio resultó de 5.520 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con valores extremos entre 1,71 y 1,90 dS/cm e incluso un caso con 9,70 dS/cm (VLN2).

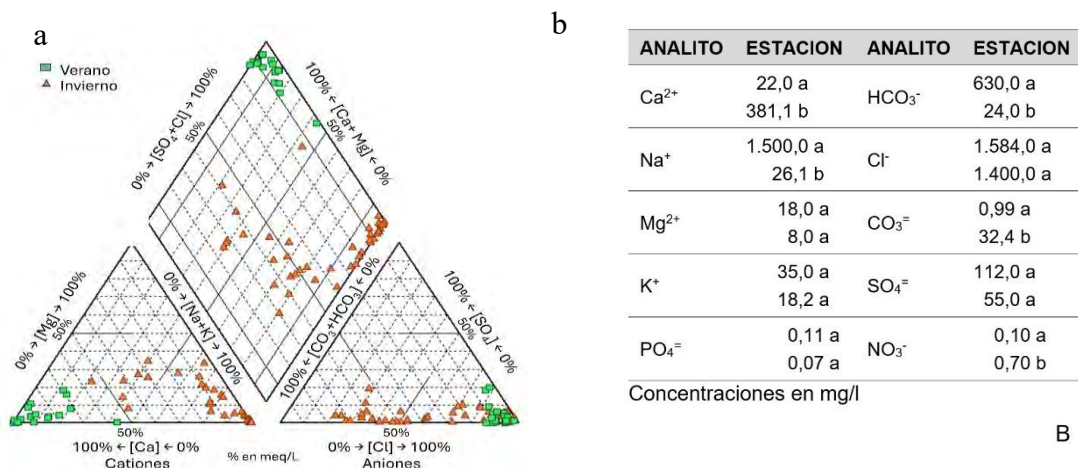


Figura 2. a) Clasificación de facies estacionales de aguas procedentes de lagunas someras del sur de Santa Cruz de acuerdo con el diagrama de Piper. b) Comparación de medias estacionales en la concentración de analitos, mediante la prueba de Kruskal-Wallis, letras diferentes denotan diferencias significativas a $p < 0,05$.

La geomorfología regional es relativamente reciente (< 1 Ma) y sus rasgos en el paisaje aún no han logrado estabilidad ambiental. Gran parte del paisaje originario de cordillera y mesetas hacia el oriente presentaban una cobertura basáltica, la que fue eliminada en su gran mayoría quedando solo visible en la actualidad lo que se conoce como campo Volcánico Pali Aike, en el cual domina las pántinas de calcita, en el sureste de Santa Cruz. Este paisaje fue desbastado por la acción glaciaria y sus depósitos condicionaron la formación de los bajos y lagunas que se presentan en todos los niveles topográficos y las diferentes terrazas glacifluviales y fluviales de la región, todas alineadas según el avance del hielo.

Es posible diferenciar un grupo de lagunas que se establecieron sobre depósitos glaciarios como las ubicadas en el sector noroeste apoyada sobre rocas de la formación Santa Cruz (las más antiguas, del Mioceno tardío), las del sudeste y sudoeste, siendo estas últimas las más jóvenes (< 10.000 años, zona del Río Turbio). La litología corresponde a un till glaciario, del tipo limo arcillosos relativamente impermeables para estas últimas y gravosas a limo arenosas para las primeras. Un segundo grupo de lagunas se asentaron sobre las llanuras de outwash en la zona centro del área de estudio y en los niveles aterrizados entre los ríos Santa Cruz, Coyle y Río Gallegos en su parte centro oriental. La mayoría de estas lagunas muestran un arrasamiento por el viento proveniente del oeste



dejando como prueba de ello grandes plumas eólicas moviendo material fino del fondo y sus sales (fundamentalmente carbonatos). La composición litológica corresponde a material grueso tipo conglomerado arenoso con cemento calcáreo que en parte impide la infiltración del agua de precipitación (LAG5, LAG10).

Un conjunto de lagunas que se ubican siguiendo la línea de costa marina y que, debido a su profundización por acción del viento, han cortado sedimentos de origen marino los cuales aportan al agua cloruros y sulfatos por ejemplo Punta Loyola (KAG51), Bajo Grande (algunas son salinas de cosecha, como en el área de Monte León).

Toda el área se encuentra cubierta en su gran mayoría por rodados conocidos como Rodados Patagónicos, pero de diferentes orígenes (glacial, glacifluvial, fluvial y hasta eólicos) con espesores que van desde pocas decenas de centímetros hasta >8 m. Debido a su alta permeabilidad actúan como cuerpos receptores y transmisores del agua de lluvia salvo el sector noreste y centro los cual posee una cementación calcárea importante. Esto determina el tiempo de residencia y la consecuente concentración y disolución de sales.

Conclusiones

Se logró una aproximación preliminar en la relación entre estas características de la litología subyacente en los diferentes cuerpos de agua someros estudiados en el sur de la provincia de Santa Cruz y la geoquímica dominante de sus aguas. Sin embargo, se observó una importante dinámica de cambio estacional de algunos analitos entre estaciones del año comparadas, que lograron un impacto más notorio en su caracterización, desde aguas del tipo predominante clorurado-cálcicas durante el verano hasta bicarbonatadas sódicas e incluso cálcico-magnésicas a finales del invierno, en coincidencia con el momento de mayor oferta volumétrica de agua estacional.

Referencias bibliográficas

- Camino, R., Panza, J. L., Etcheverría, M. P., et al. (1999). *Geología Argentina*. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Servicio Geológico Minero Argentino, Anales 29, 796 p. Buenos Aires.
- Díaz, B. G., Giménez, M., Almonacid, L. R., et al. (2021). Delineación y codificación de cuencas hidrográficas en la Patagonia Austral. *Boletín Geográfico*, 43(2), 51-69.
- Moreno Merino, L., Aguilera, H., González-Giménez, M., et al. (2021). D-Piper, a



modified piper diagram to represent big sets of hydrochemical analyses. *Environmental Modelling and Software*, 138, 104979. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2021.104979>

US Geological Survey. (2006). National field manual for the collection of water – quality data. Chap.A4: Collection of water samples (v2.0). En *Techniques of water Resources Investigations*, Book 9, Virginia, USA. https://pubs.usgs.gov/twri/twri9a4/twri9a4_chapter4.pdf



VARIACIONES FÍSICO QUÍMICAS EN CUENCAS GLACIARIAS Y PERIGLACIARIAS DE LA CORDILLERA NORDPATAGÓNICA

PHYSICO-CHEMICAL VARIATIONS IN GLACIAL AND PERIGLACIAL WATERSHEDS OF THE NORTHERN PATAGONIAN ANDES

Reato, Agustina¹; Percudani, Lorena¹; Epele, Luis B.¹; Oses, Naihara X.¹; Carol, Eleonora²

¹ Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP, (CONICET-UNPSJB). Gral. Roca 780 y San Martín 558 Esquel, Chubut, Argentina, ²Centro de Investigaciones Geológicas (CIG), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Diag. 113 n°275, La Plata, Argentina, agustinareato@comahue-conicet.gob.ar

Resumen

En ambientes de montaña, el tipo de geoformas heredadas de la evolución del paisaje y su distribución influyen en los parámetros físico-químicos del agua de las cuencas hídricas. Este estudio abarcó 5 cuencas de la cordillera nordpatagónica de Chubut, donde se midieron conductividad eléctrica, pH y temperatura de fuentes de agua asociadas a geoformas glaciarias, periglaciarias y paraglaciarias. Los resultados indican que las fuentes de agua asociadas a glaciares cubiertos y glaciares de roca relictos aportan mayores concentraciones iónicas y registran las menores temperaturas del agua, mientras que geoformas con mayor contenido de detritos y menor contenido de nieve o hielo presentan pHs más básicos. Este estudio demuestra que, aunque existen variaciones locales debido a factores litológicos, son los procesos geomórficos y las diferencias morfológicas y sedimentológicas, quienes controlan las condiciones físico-químicas del agua de las cuencas montañosas.

Palabras clave: glaciares de roca, glaciares cubiertos, acuíferos de montaña, Chubut

Introducción

Debido al efecto orográfico en los vientos del oeste, la Cordillera Nordpatagónica Argentina (CNPA) presenta un paisaje geomorfológico marcadamente asimétrico que evidencia los eventos climáticos fríos del Cenozoico superior. En el sector occidental (CNPA occidental) se ha conservado un paisaje dominado por la erosión glaciaria, donde se preservan geoformas como aristas, artesas, horns y circos glaciarios, alguno de los cuales aún conservan glaciares en sus cabeceras. El sector oriental (CNPA oriental), por su parte, presenta un paisaje depositacional, con geoformas de origen glaciario,



periglaciario y paraglaciario, tales como morenas, glaciares de roca relictos, lóbulos y terrazas de solifluxión, y depósitos de remoción en masa como laderas de detritos (Reato et al., 2024), (Fig. 1).

El agua que fluye desde éstas geoformas de altura hacia los cursos superficiales constituye una componente clave en el funcionamiento hidrológico de los ambientes montañosos. En los últimos años, los estudios hidrológicos en este tipo de ambientes se han incrementado, especialmente aquellos que comparan cuencas con glaciares, glaciares de roca activos (con permafrost), y, últimamente, glaciares de roca relictos (sin presencia de permafrost). Éstas investigaciones han puesto de manifiesto diferencias en la hidroquímica del agua, observándose en general valores más altos de pH y conductividad eléctrica (CE) en aguas provenientes de glaciares de roca activos en comparación con glaciares tradicionales, atribuidos en parte al mayor contacto entre el permafrost y los detritos, en relación con el hielo glaciario (Jones et al., 2019; Brighenti et al., 2024). Los glaciares de roca relictos, si bien presentan valores menores de pH y CE respecto de glaciares y glaciares de roca activos, sus valores están por encima de otras geoformas depositacionales de altura. En zonas sin glaciares y sin permafrost, los glaciares de roca relictos cumplen un rol relevante como unidades de recarga, almacenamiento y distribución del recurso hídrico, además de constituir importantes nichos ecológicos para especies adaptadas al frío (Brighenti et al., 2021; Reato et al., 2022).

A pesar del crecimiento de este campo de estudio, la complejidad inherente a los ambientes de montaña, dada por factores como la litología, la geomorfología y las condiciones climáticas locales y regionales, requiere investigaciones de mayor detalle para lograr una comprensión integral de su funcionamiento y una gestión más eficiente del recurso hídrico. El presente trabajo se enmarca en este contexto, y tiene como objetivo analizar y comparar las variables físico-químicas de las distintas fuentes de agua asociadas a geoformas de altura en cinco cuencas montañosas de la CNPA (Fig. 1 A). Estas cuencas abarcan un gradiente geomorfológico que va desde el sector occidental al oriental de la cordillera. En el extremo oriental, el Cerro Torrecillas, dominado por rocas graníticas y volcánicas intermedias con alteración hidrotermal, alberga un glaciar de circo activo y un glaciar cubierto relicto desconectado del anterior, localizado aguas abajo (Fig. 1 B). El sistema hidrológico de esta cuenca incluye un arroyo proglacial, un lago de altura, su emisario y un lago intermontano en la parte más baja de la cuenca. En una posición intermedia, el Cordón Rivadavia, con dominio de rocas volcánicas intermedias a básicas, presenta geoformas como morenas, glaciares de roca y laderas de detritos (Fig. 1 C), con



un sistema hidrológico compuesto por un lago de altura, un arroyo que desagua de éste y una serie de manantiales vinculados a las geoformas de altura mencionadas. En el sector oriental, el Cordón Leleque, compuesto por plutonitas ácidas y volcanitas intermedias muy epidotizadas, incluye glaciares de roca, lóbulos de solifluxión y laderas de detritos desde los cuales nacen manantiales que alimentan arroyos colectores (Fig. 1 D). Más al sur, el Cerro La Hoya, representado por rocas volcánicas básicas, intermedias y ácidas, se caracteriza por presentar geoformas depositacionales como morenas, glaciares de roca, lóbulos y terrazas de solifluxión y laderas de detritos asociados a una red de manantiales y arroyos (Fig. 1 E). Finalmente, el Cerro Nahuel Pan, cuya litología está dominada por rocas volcánicas intermedias a básicas, presenta una cuenca con morenas, glaciares de roca y laderas de solifluxión, donde diversas fuentes de agua subterránea alimentan los arroyos principales (Fig. 1 F). Este trabajo resalta el efecto del paisaje heredado (geoformas de altura) sobre los procesos hidroquímicos que ocurren en ambientes montañosos poco estudiados.



Figura 1. A. Ubicación regional del área de estudio dentro de la Cordillera Nordpatagónica, en el noroeste de la provincia de Chubut. B. Glaciar cubierto en el Cerro Torrecillas. C. Laguna de altura en Cordón Rivadavia. D. Manantial asociado a glaciar de roca en Cordón Leleque. E. Manantial asociado a glaciar de roca en Cordón Esquel. F. manantial asociado a glaciar de roca en Cerro Nahuel Pan.



Materiales y Métodos

Se efectuó un relevamiento hidroquímico de cinco cuencas de montaña localizadas en la Cordillera Nordpatagónica Argentina (Fig. 1) las cuales fueron seleccionadas en base a estudios geomorfológicos realizados previamente. Dentro de cada cuenca se relevaron entre 7 y 12 puntos de monitoreo correspondientes a arroyos, manantiales, lagos y nieve, los cuales estaban relacionados a glaciares cubiertos, glaciares de roca relictos, lóbulos de solifluxión, manchones de nieve y laderas de detritos (Fig. 2). En cada punto de monitoreo se efectuaron mediciones *in-situ* de la conductividad eléctrica (CE), pH y la temperatura (T°) del agua con un equipo multiparamétrico (marca Lutron). Los resultados analizados en este trabajo corresponden a mediciones realizadas entre 2022 y 2025 durante la época estival, contando en algunos puntos con dos mediciones un mismo año. En total se analizan 166 muestras de agua recolectadas en las cinco cuencas. Los datos físico-químicos fueron analizados agrupándolos según la cuenca de montaña relevada y según el ambiente geomorfológico asociado a la fuente de agua medida (siete categorías; ver Fig. 2). Para ello se analizó el comportamiento de las variables ambientales registradas y se realizaron diagramas de cajas mediante el uso del software R (R Core Team, 2024).

Resultados

Los resultados obtenidos muestran variaciones en los parámetros físico-químicos del agua según la geoforma asociada. En relación a la conductividad eléctrica (CE; $\mu\text{S}/\text{cm}$) se observa que, el glaciar cubierto (51,8), los glaciares de roca (41,6) y los arroyos colectores (36,7) presentan valores por encima del promedio general (33,5), mientras que los lóbulos de solifluxión (31,6), las laderas de detritos (19,8) y manchones de nieve (13,9) se encuentran por debajo del promedio (Fig. 2). Si se efectúa un análisis de la CE por cuenca, el Cerro Torrecillas es el que presenta en promedio los valores más altos de CE (46,7) sin mostrar tanta variabilidad en los datos. La Hoya (35,6), Nahuel Pan (32,7) y Rivadavia (28,4) muestran valores medios de CE, con amplia variabilidad en los datos según la geoforma asociada, mientras que, el Cordón Leleque registra los valores más bajos (23,4), sin tanta variabilidad en los datos (Fig. 2). Si analizamos la fuente de agua, los lagos (40,2), vinculados siempre a los glaciares cubiertos, y los manantiales (37,6), asociados casi siempre a glaciares de roca y lóbulos de solifluxión, muestran los valores de CE más altos.

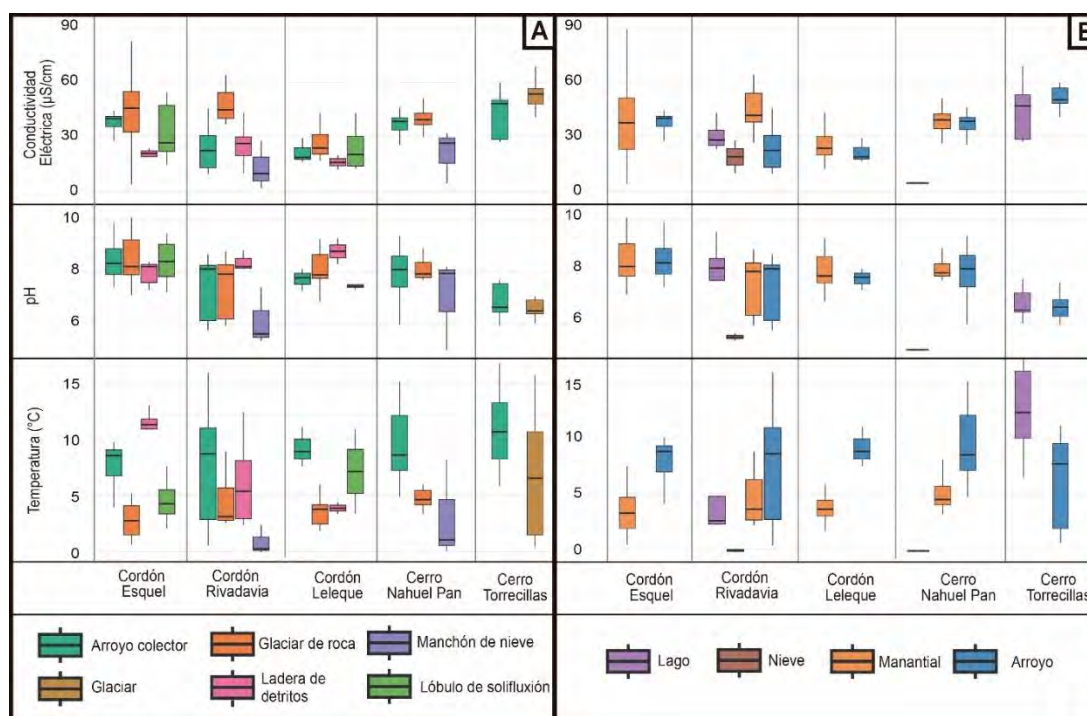


Figura 2. Resultados obtenidos de la conductividad eléctrica, pH y temperatura del agua de las distintas muestras de agua según la geoforma asociada (A) y la fuente de agua medida (B), discriminando según cordón montañoso.

En cuanto a los datos de pH registrados, no se observa gran variabilidad en los datos obtenidos, excepto en algunos casos puntuales, como los manchones de nieve registrados en el Cordón Rivadavia (Fig. 2). Los manchones de nieve (6,1) y el glaciar cubierto (6,7) están por debajo del promedio general (7,4), mientras que los arroyos colectores (7,7), glaciares de roca (7,9), laderas de detritos (8,0) y lóbulos de soliflucción (8,1) registraron valores por encima del promedio. Si se analiza el pH por sitio de muestreo, se observan valores más ácidos en la cuenca del Cerro Torrecillas (6,7 en promedio), mientras que los valores más altos se registraron en el Cerro La Hoya (8,4 en promedio).

Analizando la temperatura del agua (°C), Los manchones de nieve (0,90), glaciar cubierto (1,37), glaciares de roca (3,97) y lóbulos de soliflucción (5,41) están por debajo del promedio general (6,34). Las laderas de detritos (6,99) y arroyos colectores (8,69) tienen valores por encima del promedio. Esta variable no parece estar sujeta al sitio de muestreo.

Conclusiones

El análisis de los parámetros físico químicos del agua (CE, pH y T°) en cuencas glaciares y periglaciares de la Cordillera Nordpatagónica evidenció el rol clave que juegan las geoformas de altura en la hidroquímica de éstos ambientes. Se observó variabilidad en los valores de CE, pH y T° según el tipo de geoforma asociada a la fuente de agua. Si se



analiza la CE por sitio de muestreo, los valores más altos fueron registrados en el Cerro Torrecillas y los más bajos en el Cordón Leleque. Esta variabilidad por sitio parece depender de la litología propia de cada cordón montañoso. Sin embargo, al considerar las geoformas presentes en cada sitio, se evidencian diferencias locales atribuibles al tipo de unidad geomorfológica. Las geoformas con mayor cobertura de detritos, o material fino, como los glaciares de roca o glaciares cubiertos, presentan valores de CE por encima del promedio, lo que sugiere una mayor interacción agua-roca y procesos de meteorización química más activos. Estas observaciones refuerzan la importancia de las geoformas de altura en la regulación del almacenamiento, circulación y descarga del agua.

En cuanto al pH, se observa un patrón en general más estable, aunque también con variaciones entre sitios influenciada por la litología. A nivel de geoformas, las aguas más ácidas se asocian a manchones de nieve y glaciares, mientras que las más alcalinas provienen de geoformas periglaciales y laderas de detritos. Este comportamiento sugiere un efecto regulador vinculado a la meteorización del material sedimentario, particularmente por la alteración de silicatos que tienden a alcalinizar el agua.

Por último, la temperatura del agua responde principalmente a la altitud y tipo de geoforma asociada, más que al sitio. Las fuentes de agua vinculadas a procesos nivales, periglaciales o glaciales (manchones de nieve, glaciares de roca, glaciares cubiertos) presentan temperaturas más bajas, confirmando su rol como fuentes frías. En contraste, las aguas más cálidas provienen de cuerpos lacustres y arroyos colectores, donde el agua permanece más tiempo expuesta a la radiación solar o se mezcla con aportes de otras fuentes.

Este trabajo refuerza la importancia de considerar las características geomorfológicas locales, además de las litológicas, para comprender el comportamiento hidroquímico de ambientes montañosos. En un contexto de cambio climático y retracción de glaciares, las geoformas relictas, como glaciares de roca, cobran relevancia como reservas de agua, influyendo sobre la calidad y disponibilidad del recurso.

Bibliografía

- Brighenti, S., Engel, M., Tolotti, M., Bruno, M. C., Wharton, G., Comiti, F., et al. (2021). Contrasting physical and chemical conditions of two rock glacier springs. *Hydrol. Process.* 35 (4), e159. [doi:10.1002/hyp.14159](https://doi.org/10.1002/hyp.14159).
- Jones, D. B., Harrison, S., Anderson, K., and Whalley, W. B. (2019). Rock glaciers and mountain hydrology: A review. *Earth-Science Rev.* 19, 66–90.



[doi:10.1016/j.earscirev.2019.04.00.](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.04.00)

Brighenti, S., Colombo, N., Wagner, T., Pettau, M., Guyennon, N., et al. (2024). Factors controlling the water quality of rock glacier springs in European and American mountain ranges. *Sci. Total Environ.* 953:175706. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175706>

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Reato, A., Borzi G., Martínez, O.A., Carol, E. (2022). Role of rock glaciers and other highaltitude depositional units in the hydrology of the mountain watersheds of the Northern Patagonian Andes. *Science of the Total Environment* 824, 153968. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153968>.

Reato A., Martínez O.A., Cottescu A., Serrat D. (2024). Glacial and periglacial geomorphology of the eastern flank of the north Patagonian Andes: Quaternary morphoclimatic evolution. *Journal of South American Earth Sciences*. Volume 149. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2024.105211>



ANÁLISIS HIDROQUÍMICO, ISOTÓPICO Y ESTRUCTURAL DEL SISTEMA GEOTERMAL DE SANTA TERESITA (NO ARGENTINA)

HYDROCHEMICAL, ISOTOPIC AND STRUCTURAL ANALYSIS OF THE SANTA TERESITA GEOTHERMAL SYSTEM (NW ARGENTINA)

Uran, Gimena¹; Campodonico, Verena²; Larrovere, Mariano¹; Alasino, Pablo¹

¹Centro Regional de Investigaciones Científicas y Transferencia Tecnológica de La Rioja (CONICET-UNLAR), Anillaco, La Rioja, Argentina. ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Córdoba, Argentina. gimeuran@gmail.com

Resumen

En este trabajo se presentan datos hidroquímicos e isotópicos, combinados con un análisis geológico-estructural, del sistema geotérmico del sector sur del salar de Pipanaco (Sierras Pampeanas Orientales). Las aguas termales son Na⁺-SO₄²⁻-Cl⁻, con temperaturas estimadas de reservorio de 120-200 °C, y exhiben diferentes grados de mezcla con aguas frías de acuíferos sedimentarios someros. Las concentraciones de ²²²Rn en las aguas subterráneas (~32000 Bq/m³) son consistentes con aguas alojadas en acuíferos de basamento cristalino fracturados, sugiriendo junto con los geotermómetros que las temperaturas alcanzadas son características del gradiente geotérmico local. En la región se destaca el rol del sistema de fallas en la infiltración de aguas meteóricas, calentadas por vapor en profundidad y alojadas en el basamento cristalino. Se distingue un fuerte control estructural sobre las manifestaciones termales, las cuales se concentran en la intersección de la falla Villa Mervil-Santa Teresita (NE-SO) y la falla de deslizamiento de rumbo dextral (NNO-SSE).

Palabras clave: Control estructural, Radón-222, Salar de Pipanaco, Sierras Pampeanas.

Introducción

Los sistemas geotermales están asociados con entornos estructurales específicos (Moeck, 2014; Siler et al., 2018). Un entorno propicio lo constituyen las intersecciones de fallas, donde se genera una zona de permeabilidad por fracturas (Siler et al., 2015). Por tanto, el análisis de la estructura local y regional es esencial para identificar el entorno favorable para el desarrollo de un sistema geotérmico. La combinación de estos análisis con las determinaciones hidroquímicas e isotópicas de las aguas termales permiten establecer el origen de las aguas y las temperaturas de reservorio, así como también elaborar modelos conceptuales que expliquen el funcionamiento hidrogeológico de estos sistemas y su fuente de calor. En Argentina, los sistemas geotérmicos de alta temperatura se ubican en



al arco magmático Neógeno-Cuaternario (zona volcánica sur y central de los Andes), mientras que hacia el este se reconocen sistemas de media a baja temperatura (Chiodi et al., 2020). Estos últimos se asocian con la circulación profunda de aguas meteóricas en gradientes geotérmicos normales o ligeramente anómalos (Chiodi et al., 2023). El área de estudio de este trabajo se ubica en el sector sur del salar de Pipanaco, en la provincia de La Rioja (Fig. 1a y b), donde las aguas termales se clasifican como hipo- y mesotermiales de baja entalpía (Falcón et al., 2015). Esta región forma parte de las Sierras Pampeanas Orientales y consiste en una depresión intermontana donde el basamento cristalino está limitado por fallas inversas de orientación N-S y cubierto por sedimentos neógenos y cuaternarios (Caminos, 1979; Dávila et al., 2012) (Fig. 1c). La red de drenaje presenta un diseño centrípeto en los sectores norte, este y oeste; mientras que hacia el sureste discurre el río Colorado, de régimen permanente y principal colector fluvial de la región. Los demás ríos y arroyos que se originan en las sierras circundantes son de carácter temporario (Leiva et al., 2017). El clima es árido y seco con alta tasa de evaporación, temperatura media anual de 19 °C y precipitaciones anuales menores a 250 mm (Falcón et al., 2015). En este trabajo se realizó una caracterización hidoquímica e isotópica (incluyendo isótopos estables y ^{222}Rn) de las aguas, y se realizó un análisis estructural completo, para comprender el funcionamiento del sistema geotermal del sector sur del salar de Pipanaco.

Materiales y Métodos

Se tomaron 19 muestras de agua durante junio de 2022, correspondientes a surgencias (3), ríos (2) y agua subterránea (14), y se realizaron todas las determinaciones de rutina *in situ* (pH, Eh, CE, STD, T°, alcalinidad). Las determinaciones de ^{222}Rn se realizaron *in situ* utilizando el detector portátil RAD-7 (DurrIDGE Inc.; CICTERRA-UNC). Posteriormente, se analizaron cationes y aniones mayoritarios mediante cromatografía de iones (CIQA-UTN-FRC), se determinaron los isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) mediante espectroscopía laser (INGEIS), y se determinó la concentración de Si con ICP-OES (Labgeo CICTERRA). Además, se calcularon los geotermómetros de sílice y Na-K mediante fórmulas empíricas (ej. Fournier, 1977; Giggenbach, 1988). Por último, se realizó un mapeo de los lineamientos morfoestructurales de la región en campo y a partir de imágenes satelitales.

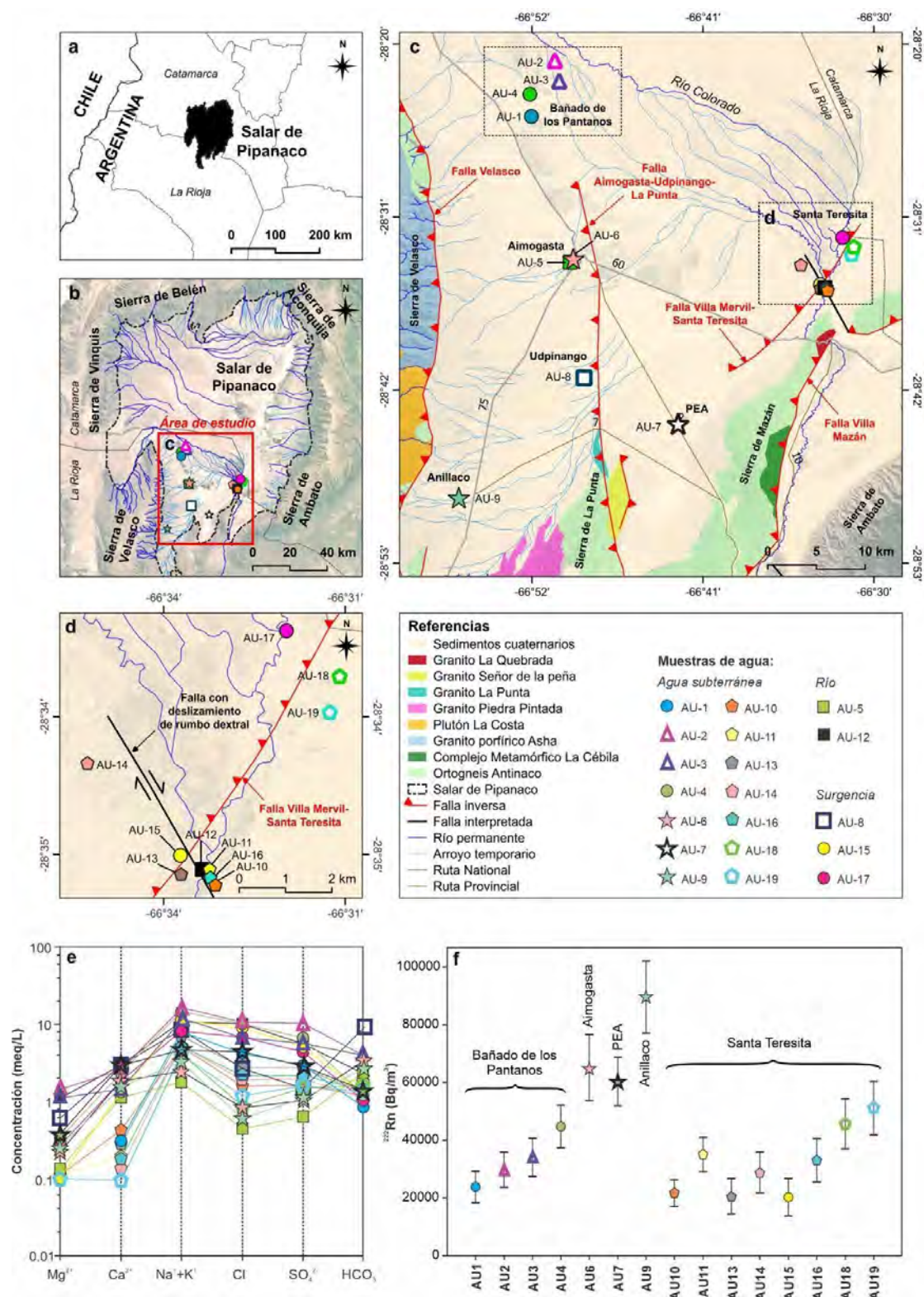


Figura 1. a) Ubicación del Salar de Pipanaco en Argentina. b) Ubicación del área de estudio en el sector sur del Salar de Pipanaco. c) Mapa geológico del área de estudio mostrando la ubicación de los sitios de muestreo. d) Detalle del área de muestreo en Santa Teresita. e) Diagrama de Schöeller para las aguas analizadas. f) Concentración de ^{222}Rn (Bq/m³) en las aguas subterráneas (las barras representan la incerteza de cada medición).



Resultados

De acuerdo con las temperaturas tomadas in situ, todas las aguas subterráneas de Santa Teresita (AU-10, 11, 13, 16, 18 y 19) y dos muestras de Bañado de los Pantanos (AU-1 y 4) se clasifican como aguas termales, excepto la muestra AU-14, que es hipertermal. Por otro lado, las muestras de los pozos PEA y CRILAR (AU-7 y 9) y los surgentes de Santa Teresita (AU-15 y 17) se clasifican como hipotermas. El resto de las aguas subterráneas (AU-2, 3 y 6) y la muestra de Udpinango (AU-8) son aguas frías. Todas las muestras de agua presentan pHs alcalinos (con valores entre 7,6 y 10,4) y son aguas dulces ($STD < 1000$ mg/L) (Tabla 1). Respecto a su composición química, son aguas de tipo sódicas-mixtas a sulfatadas-cloruradas (Fig. 1e).

La concentración de isótopos estables de las aguas estudiadas varía entre -7,1 y -2,8 ‰ de $\delta^{18}O$ y entre -41 y -18 ‰ de δ^2H . Estas aguas quedan representadas cerca de las Líneas Global y Local de Agua Meteorica, en el clásico diagrama δ^2H vs. $\delta^{18}O$ (*la figura no se incluye en este trabajo*), lo que sugiere un origen meteorico. Además, algunas muestras (AU-2, 3, 12, 15 y 17) se proyectan por debajo de estas líneas, evidenciando evaporación o mezcla con otras aguas. Por otra parte, las concentraciones de ^{222}Rn medidas en agua subterránea varían entre 20211 a 89496 Bq/m³ (Fig. 1f). Las aguas de los pozos más profundos (AU-6, 7 y 9) presentan los valores más elevados, mientras que en el resto de las aguas oscilan entre ~20000 y ~50000 Bq/m³. Con respecto al cálculo de los geotermómetros, los estimados con SiO₂ arrojan temperaturas de reservorio que varían entre ~60 y 125 °C, mientras que los calculados con Na-K presentan valores entre ~70 y 230 °C.

Por último, el mapeo estructural del área de estudio indica la presencia de cuatro fallas regionales: Velasco, Aimogasta-Udpinango-La Punta, Villa Mervil-Santa Teresita y Villa Mazán (Fig. 1c). Todas estas estructuras son fallas inversas con buzamiento hacia el oeste. Además, en el área de Santa Teresita se identifica un lineamiento estructural con dirección NNO-SSE, que intercepta a dos fallas regionales, Villa Mervil-Santa Teresita y Villa Mazán. Esta estructura, con posible cinemática de deslizamiento dextral, desplaza y rota el sector norte del bloque Mazán hacia el sur. De esta forma, las manifestaciones termales se encuentran alineadas según dos direcciones principales: NE-SO siguiendo el trazado de la falla regional Villa Mervil-Santa Teresita y NNO-SSE siguiendo la falla con cinemática dextral (Fig. 1d).



Tabla 1. Parámetros físico-químicos y concentración de iones mayoritarios (en mg/L) de las aguas analizadas.

Tipo de muestra	Nombre	T (°C)	pH	STD (mg/L)	CE (μS/cm)	Eh (mV)	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
Agua subterránea	AU-1	32,2	9,9	439	879	238	50,0	9,6	140,5	150,5	6,0	<1,3	1,4	176,9
	AU-2	18,3	8,3	913	1822	1220	234,2	0	472,7	367,0	51,3	17,7	7,5	374,2
	AU-3	18,3	8,2	758	1502	910	236,7	0	270,4	236,2	28,6	13,5	6,2	266,9
	AU-4	29,7	8,4	897	1797	1151	72,0	0	321,8	359,4	47,7	4,0	5,4	323,4
	AU-6	16,9	8,4	246	493	-170	203,0	0	49,1	28,9	36,3	2,7	3,2	53,8
	AU-7	25,7	8,0	498	994	330	86,0	0	137,5	154,1	58,9	4,4	6,1	97,8
	AU-9	25,3	7,6	221	443	-733	163,5	0	52,4	21,1	31,2	2,9	3,4	70,8
	AU-10	38,7	10,4	276	549	18	72,0	18	80,3	56,3	8,2	1,3	3,2	115,2
	AU-11	39,5	9,6	335	670	179	107,4	9,6	97,8	74,5	3,7	1,3	3,4	114,8
	AU-13	42,9	10,0	405	808	323	78,1	9	130,2	95,4	5,4	<1,3	2,9	156,1
	AU-14	46,0	10,4	301	601	92	65,9	18	94,8	69,0	2,6	<1,3	3,2	118,7
	AU-16	42,0	9,5	331	661	170	86,0	8,4	103,4	76,4	3,6	<1,3	3,2	114,3
	AU-18	34,3	10,1	233	468	-46	95,2	15,6	70,7	29,6	1,9	<1,3	2,2	92,9
	AU-19	36,3	9,9	250	502	-13	82,0	15,6	77,7	42,1	1,9	1,2	1,5	91,6
Río	AU-5	21,7	8,2	190	381	-288	143,0	0	31,3	15,8	22,9	1,6	2,2	39,8
	AU-12	19,5	8,5	900	1799	1327	137,9	0	274,0	355,3	59,7	13,4	16,0	240,8

Conclusiones

En el sector sur del salar de Pipanaco (La Rioja, Argentina) se identificaron numerosas fuentes hidrotermales. Se realizó una caracterización térmica, química e isotópica de aguas superficiales y subterráneas, junto con un análisis geológico-estructural del área de estudio. En general, se ha documentado un sistema geotérmico controlado por la tectónica regional, cuya principal actividad se registra en la zona de Santa Teresita. Todas las aguas estudiadas presentan pH alcalinos (7,6-10,4) y se clasifican como aguas dulces (STD <1000 mg/L). Según la composición química mayoritaria, todas las aguas son alcalinas en términos catiónicos, mientras que en términos aniónicos tienen composiciones mixtas, bicarbonatadas y cloruradas. Particularmente, las aguas del área Santa Teresita se clasifican como termales (30-45°C) y su composición isotópica ($\delta^{18}\text{O}$: -6,2 ‰ y $\delta^2\text{H}$: -35 ‰) indica que son de origen meteórico. Las concentraciones de ^{222}Rn medidas en el agua subterránea son típicas de aguas alojadas en acuíferos de basamento cristalino fracturado



y las temperaturas de reservorio estimadas son características del gradiente geotérmico local. Estas aguas termales corresponden a aguas meteóricas que se infiltran en el basamento cristalino fracturado, el cual presenta una alta permeabilidad secundaria por la neotectónica, y son calentadas por vapor en profundidad. La mezcla entre aguas subterráneas frías alojadas en acuíferos sedimentarios más someros y un reservorio de mayor temperatura y más profundo, podría explicar las características hidroquímicas observadas. Finalmente, se observa un fuerte control estructural sobre las manifestaciones termales, las cuales se concentran principalmente en la intersección de dos estructuras: la falla regional Villa Mervil-Santa Teresita, con dirección NE-SO, y una falla de deslizamiento de rumbo dextral, con dirección NNO-SSE.

Referencias bibliográficas

Camino, R. (1979). Sierras Pampeanas Noroccidentales. Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja y San Juan. En *Segundo Simposio de Geología Regional Argentina*, Vol. 1, (pp. 225-291). Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina.

Chiodi, A., Filipovich, R., Esteban, C., et al. (2020). Geothermal country update of Argentina: 2015-2020. *Proceedings World Geothermal Congress*, International Geothermal Association, Reikiavik, Islandia.

Chiodi, A., Florencia, L., Simón, V., et al. (2023). Evaluación preliminar del potencial geotérmico del área El Galpón (Salta, Noroeste argentino) determinado a través de estudios de geoquímica de fluidos y el método del volumen. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, Vol. 80(1), 72-88.

Dávila, F., Giménez, M., Nóbile, J., et al. (2012). The evolution of the high-elevated depocenters of the northern Sierras Pampeanas (ca. 28° SL), Argentine broken foreland, South-Central Andes: the Pipanaco Basin. *Basin Research*, 24(6), 615-636.

Falcón, C., Moreno, G. & Combina, A. (2015). Evaluación de la Aguas Termales en el área de Santa Teresita, Provincia de La Rioja, Argentina. *Serie Correlación Geológica*, 31(1).

Fournier, R. (1977). Chemical geothermometers and mixing models for geothermal systems. *Geothermics*, 5, 41-50.

Giggenbach, W., (1988). Geothermal solute equilibria. Derivation of Na-K-Mg-Ca geothermometers. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 52, 2749-2765.



Leiva, A., Del Moral, D., Falcón, C., et al. (2017). Manifestaciones hidrotermales de la provincia de La Rioja. En Muruaga, C. M. & Grosse, P. (Eds.), *Ciencias de la Tierra y Recursos Naturales del NOA. Relatorio del XX Congreso Geológico Argentino*, (pp. 1168-1191), San Miguel de Tucumán, Argentina.

Moeck, I., (2014). Catalog of geothermal play types based on geologic controls. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 37, 867-882.

Siler, D., Faulds, J. & Hinz, N. (2015). Regional and local geothermal potential evaluation: examples from the Great Basin, USA, Iceland, and East Africa. *Proceedings World Geothermal Congress* (No. DOE-UNR-06731-13). Nevada Bureau of Mines and Geology, University of Nevada, Reno.

Siler, D., Hinz, N. & Faulds, J. (2018). Stress concentrations at structural discontinuities in active fault zones in the western United States: Implications for permeability and fluid flow in geothermal fields. *Bulletin*, 130(7-8), 1273-1288.



DESARROLLO DE LÍNEA DE BASE HISTÓRICA PARA LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

HISTORICAL BASELINE DEVELOPMENT FOR SURFACE WATERS IN THE PROVINCE OF BUENOS AIRES, ARGENTINA

Cabañas, Dalila A.¹; Fleite, Santiago N.^{1,2}; Castro, Liliana N.^{3,4}; García, Ana R.¹

¹Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Química Inorgánica y Analítica, Buenos Aires, Argentina. ²Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Industrias, LARSI, Buenos Aires, Argentina.

³Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Buenos Aires, Argentina. ⁴Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Edafología, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Buenos Aires, Argentina. dcabanas@agro.uba.ar

Resumen

Para la correcta estimación de los impactos ambientales es necesario contar con una línea de base del sistema a evaluar, es decir una caracterización previa al impacto. El objetivo del presente trabajo fue desarrollar una línea de base para las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires, a partir de mediciones históricas previas a la expansión e intensificación de las actividades agropecuarias, y analizar las propiedades geoquímicas básicas de cada una de ellas. Los parámetros fisicoquímicos relevados fueron los siguientes: sólidos totales disueltos (STD), concentración de iones mayoritarios y nutrientes. Para el análisis geoquímico de los datos se utilizaron los diagramas de Piper y de Gibbs. A partir de las diferencias geoquímicas encontradas se clasificó a los cuerpos relevados en tres grupos: a) Ríos y Arroyos, b) Lagunas Pampeanas y c) Lagunas Encadenadas del Oeste. Un hallazgo relevante fue el contenido de NO_3^- en ciertos cuerpos de agua.

Palabras clave: Geoquímica, Lagunas, Ríos, Región Pampeana.

Introducción

Para realizar una correcta gestión de los recursos hídricos es necesario cuantificar el impacto derivado de las actividades antrópicas realizadas en la cuenca de drenaje. Para lo cual es imprescindible contar con una línea de base. Esta proporciona información acerca del estado del recurso previo a las perturbaciones de origen antrópico, y por lo tanto excluye los impactos que se quieren analizar, haciendo énfasis en los aspectos poco comunes o singulares del sistema (Leopold et al., 1971). En la provincia de Buenos Aires se han desarrollado numerosos estudios con el fin de generar una línea de base, pero en



ellos los datos de base utilizados corresponden a niveles guías o a evaluaciones actuales realizadas en sectores de la cuenca considerados como prístinos o poco afectados por la actividad en cuestión (Sharmin et al., 2010). Sin embargo, dada la gran expansión de las actividades agropecuarias y ganaderas intensivas, sumado al uso extendido de fertilizantes y el aumento de la población urbana, hallar sitios prístinos resulta cada vez más difícil, aumentando la probabilidad de subestimar impactos ambientales presentes. Una forma alternativa de construir una línea de base es a partir de la recopilación de datos históricos, es decir, empleando datos de períodos temporales en los que se tiene certeza de la inexistencia, total o parcial, de las actividades cuyos impactos se quieren evaluar.

Dada la gran fertilidad natural de los suelos de la región pampeana, la mayor parte de la agricultura durante la primera mitad del siglo XX se pudo desarrollar sin necesidad de incorporar fertilizantes al sistema productivo, situación que se mantuvo hasta aproximadamente 1960 (García y Darwich, 2009; García y González Sanjuan, 2016). Se puede realizar una línea de base histórica sin afectaciones de gran escala derivadas de la ganadería y de la agricultura utilizando datos de análisis fisicoquímicos realizados antes de dicha década. Bajo este marco de importancia, se establece como objetivo de este trabajo: Desarrollar una línea de base de calidad de aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires, a partir de mediciones históricas previas a la expansión e intensificación de las actividades agropecuarias, y analizar las propiedades geoquímicas básicas de cada una de ellas.

Materiales y Métodos

Desarrollo de línea de base histórica

A partir de revisión bibliográfica, se generó una base de datos de parámetros fisicoquímicos de cuerpos de agua superficiales de la provincia de Buenos Aires medidos en el período comprendido entre los años 1912 y 1947 (Tabla 1). En las figuras 1a y 1b se observan las lagunas y los cursos relevados en la base de datos.

Tabla 1. Fuentes bibliográficas disponibles para el relevamiento histórico de variables fisicoquímicas medidas en cuerpos de agua superficiales de la provincia de Buenos Aires.

Título	Nº de sitios	Cita	Fecha de los muestreos
Aguas minerales de la República Argentina	19	Sussini et al. (1937)	1912-1937
Química de las aguas de la República Argentina	28	Trelles (1972)	1916-1947
Contribución al estudio de las aguas de la República Argentina	4	Corti y Camps (1930)	1915-1930

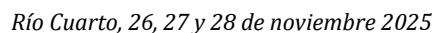


Figure 1 consists of two maps, A and B, showing the study area in Argentina. Map A shows the location of the study area in the south of Argentina, with a scale bar from 0 to 200 km. Map B shows the location of the study area in the north of Argentina, with a scale bar from 0 to 200 km. Both maps include a compass rose and an inset map of Argentina showing the study area's location.

Se relevaron las siguientes variables: sólidos totales disueltos (STD), concentración de sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), cloruro (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), sulfato (SO_4^{2-}), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y fosfato (PO_4^{3-}). Se unificaron los parámetros y las unidades en las que han sido medidos los mismos. Se utilizaron los diagramas de Piper (1944) y Gibbs (1970) para caracterizar las aguas en cuestión en función de la concentración de los iones mayoritarios presentes y de los mecanismos que controlan su salinidad. Se utilizó el software Infostat para analizar semejanzas entre las muestras a través del análisis multivariado de conglomerados.

A partir del análisis de las figuras 2a y 2b se agruparon las aguas analizadas en tres grupos: A) ríos y arroyos, B) lagunas pampeanas y C) lagunas encadenadas del oeste. Las variables determinantes para dicha clasificación fueron la dominancia aniónica y los procesos determinantes de la salinidad de las aguas. Para el primer grupo ríos y arroyos se decidió unificar todos los cursos relevados en un mismo grupo ya que, a pesar de que exista una heterogeneidad en la dominancia aniónica, esta no tiene una correlación espacial a escala regional. Los principales ingresos a los cursos de aguas ocurren a través de la escorrentía tanto superficial como subsuperficial y subterránea, siendo esta última



más significativa en épocas de sequía (Fig. 3a). Los sedimentos presentes en las cuencas de cada uno de los cursos condicionaran la naturaleza de las aguas que escurren hacia a los mismos. La presencia de aguas ricas en HCO_3^- se ve favorecida por depósitos de origen continental, en tanto que los depósitos marinos dan origen a aguas ricas en Cl^- (Dangavs, 1998). En las *lagunas pampeanas* las aguas son en su mayoría del tipo sodio cloruradas, observándose también algunos casos del tipo bicarbonatadas sódicas, en menor proporción. La variabilidad en la composición de iones dentro del grupo, en especial de aniones, podrían deberse a la influencia de las características edáficas sobre las aguas y a las diferencias en el régimen de las precipitaciones hacia el oeste (Fig. 3b). En las *lagunas encadenadas del oeste* ubicadas en el suroeste de la provincia el mecanismo dominante es el proceso de evaporación (Fig. 3c). Los principales ingresos al sistema son el agua de las precipitaciones y el agua de las escorrentías generadas en una lluvia (superficial y subsuperficial). Particularmente, la escorrentía proveniente de los depósitos eólicos localizados en la margen norte de las lagunas enriquece las aguas en SO_4^{2-} y Cl^- . Al ser una cuenca endorreica, la principal salida en el balance hídrico es la evaporación. Debido a la dominancia de este proceso, las sales se concentran en las lagunas.

En la tabla 2 se muestran los valores *background* estimados y los parámetros estadísticos correspondientes al contenido de nutrientes. El contenido de NO_3^- , ya sea en sistemas lénticos como lóticos, podría deberse al aporte de agua desde la napa freática. Trelles (1972) indica que las aguas subterráneas alojadas en la formación pampeana, principalmente la primera napa, son ricas en NO_3^- . Dicho autor asevera que esto no se debe a contaminación de las aguas, y postula que su origen es biológico, es decir, fijación de nitrógeno por leguminosas y posterior mineralización en el suelo.

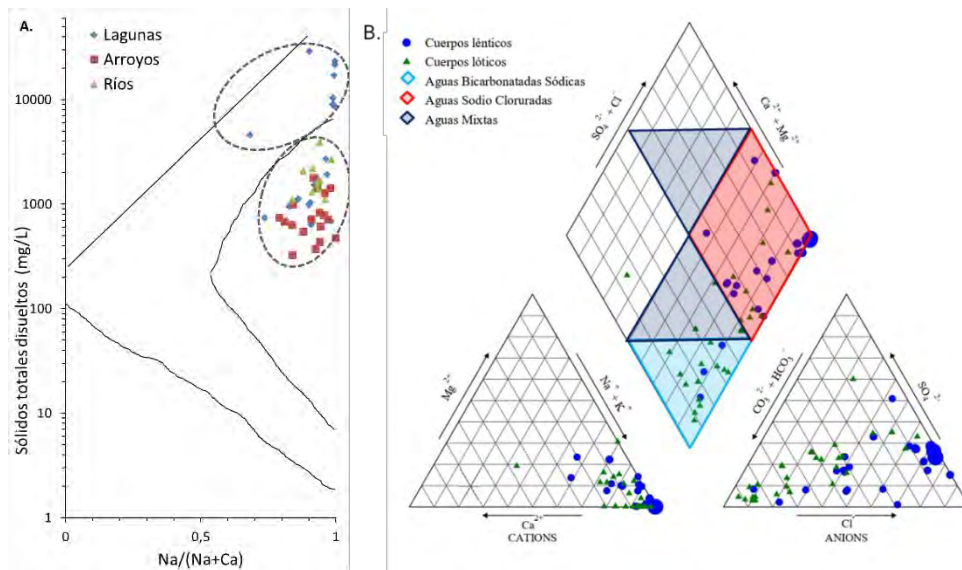


Figura 1. a) Diagramas de Gibbs y b) de Piper para las muestras relevadas. El tamaño de los puntos es proporcional al contenido de STD.

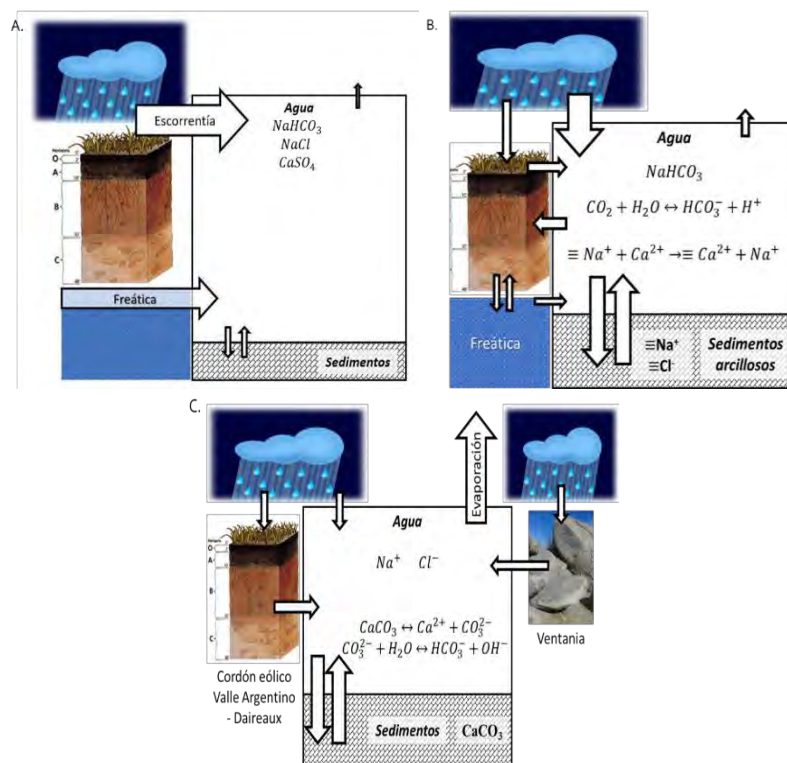


Figura 2. Modelos hidrogeoquímicos desarrollados para: a) ríos y arroyos, b) lagunas pampeanas, c) lagunas encadenadas del oeste de la provincia de Buenos Aires.



Tabla 2. Medidas resumen de nutrientes para cuerpos de agua superficiales de la provincia de Buenos Aires.

	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)
N	72	36	41	6
Media (Valor Background)	2,93	0,12	0,20	1·10 ⁻³
Desvío Estándar	8,10	0,30	0,27	8,1·10 ⁻⁴
Mínimo	0,00	0,00	0,00	9,2·10 ⁻⁵
Máximo	61,60	1,51	1,69	2,5·10 ⁻³
Mediana	0,25	0,00	0,20	9,4·10 ⁻⁴

Conclusiones

En el presente trabajo se confeccionó una línea de base de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. Según el contenido iónico se las clasificó en: A) *ríos y arroyos*, B) *lagunas pampeanas* y C) *lagunas encadenadas del oeste*. Para cada grupo se generaron modelos geoquímicos básicos. Un hallazgo relevante de este trabajo fue el contenido de NO₃⁻ en la laguna el Dorado (61,6 mg/L), el arroyo Tapalqué (23 mg/L) y el río Salado (20 mg/L). El resto de los sitios muestran concentraciones por debajo de los 10 mg/L, coincidentes con lo reportado para aguas naturales en zonas con suelos ricos en materia orgánica (CCME, 2012). Se planteó como hipótesis que el contenido de nitrato en los cuerpos de agua bonaerenses, al menos en su estado prístino, se debe a un balance entre su ingreso por lixiviación desde los suelos y su remoción por desnitrificación y otros procesos biológicos semejantes. Esto implicaría un mayor peligro de contaminación de las aguas superficiales frente a la fertilización nitrogenada, ya que en épocas de sequía el aporte de las aguas subterráneas a los cursos de la región cobrará mayor relevancia y en consecuencia la concentración de nitratos podría alcanzar niveles peligrosos.

Referencias bibliográficas

- Canadian Council of Ministers of the Environment (2012). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate. En *Canadian Environmental Quality Guidelines*, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Corti, H. & Camps, J. (1930). *Contribución al estudio de las aguas de la República Argentina-Análisis de aguas practicados en la Sección Química Mineral y Aguas Minerales de la Dirección General de Minas, Geología e Hidrología*. Ministerio de Agricultura de la Nación.
- Dangavs, N. (1998). Los ambientes lénticos de la pampasia bonaerense. En Fernández Cirelli, A. (Ed.) *Agua problemática regional*, (pp. 145-152), Eudeba.



Dorfman, B. C. (1948). *Determinación de ion fosfato (PO_4^-) en aguas: su aplicación a aguas del país, considerando las interferencias presentes* [Tesis Doctoral], Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

García, F., & Darwich, N. (2009). *La fertilización: tecnología para sostener la productividad de nuestros suelos. La Argentina 2050. La Revolución Tecnológica del Agro*. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE).

García, F. O. & González Sanjuan, M. F. (2016). Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. En Lavado, R. S. (Coord.), *Sustentabilidad de los agrosistemas y uso de fertilizantes*, (pp. 61-84), Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo-Orientación Gráfica Editora-Fertilizar Asociación Civil.

Leopold, L. B. (1971). *A procedure for evaluating environmental impact* (Vol. 645). U.S. Department of the Interior, Geological Survey, Washington, D.C.

Sharmin, S., Zakir, H. M. & Shikazono, N. (2010). Fractionation profile and mobility pattern of trace metals in sediments of Nomi River, Tokyo, Japan. *Journal of Soil Science and Environmental Managment*, 1 (1), 1–14.

Sussini, M., Herrero Ducloux, E., Brandán, R. A., et al. (1937). *Aguas minerales de la República Argentina, vol 14*. Ministerio del Interior. Comisión Nacional de Climatología y Aguas Minerales, Buenos Aires.

Trelles, R. A. (1972). *Química de las aguas de la República Argentina*. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ingeniería, Instituto de Ingeniería Sanitaria, N° 12.



ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA RELACIÓN DEL RÍO COLORADO CON LOS ACUÍFEROS DEL GRUPO NEUQUÉN EN EL NORTE DE LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN Y RÍO NEGRO

PRELIMINARY ANALYSIS OF THE RELATIONSHIP BETWEEN THE COLORADO RIVER AND THE NEUQUEN GROUP AQUIFERS IN THE NORTH OF NEUQUEN AND RIO NEGRO PROVINCES

Sandoval, María F.^{1,2}; Bécher Quinodóz, Fátima³; Dufilho, Ana C.²; Asencio, Gabriel^{1,2}; Kölher, Santiago²

¹Centro de Investigaciones en Toxicología Ambiental y Agrobiotecnología del Comahue (CONICET-UNCo), Neuquén, Argentina. ²Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ingeniería, Neuquén, Argentina. ³Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Río Cuarto, Argentina. ferchii716@gmail.com

Resumen

El objetivo del presente trabajo es contribuir al conocimiento de las relaciones río-acuífero y su efecto en la recarga/descarga de los acuíferos del Grupo Neuquén en la margen derecha del río Colorado, en el tramo comprendido entre Rincón de los Sauces y Colonia Catriel. La metodología consistió en la recopilación de bibliografía e información que se utilizó para la elaboración de cartografía temática y del modelo hidrogeológico conceptual. Para su validación, se aplicaron técnicas estadísticas multivariadas, específicamente análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados jerárquicos. Los resultados obtenidos permiten confirmar que la interacción entre el río Colorado y los acuíferos del Grupo Neuquén no es homogénea en el tramo analizado, sino que varía según el régimen hidráulico local, la morfología del terreno y el grado de confinamiento de las formaciones. Estas conclusiones validan el modelo conceptual propuesto, fortaleciendo el conocimiento sobre la dinámica río-acuífero y ofreciendo insumos relevantes para la gestión.

Palabras Clave: Hidrodinámica, Hidrogeoquímica, Recarga, Vinculación hidráulica.

Introducción

En regiones áridas donde las precipitaciones son insuficientes para formar cursos de agua permanentes, el agua subterránea se convierte en un recurso de gran valor para aquella población alejada de los ríos principales. Por lo cual, el conocimiento de los acuíferos y sus áreas de recarga es sumamente importante para su correcta gestión y protección. En este contexto, el objetivo de este trabajo es contribuir al conocimiento de las relaciones



hidráulicas existentes entre los acuíferos alojados en las rocas del Grupo Neuquén en la Cuenca Neuquina con el río Colorado, y evaluar si el mismo presenta áreas de recarga local para dichos acuíferos. Dentro del área de estudio se definieron tres zonas de estudio: Rincón de los Sauces (RDLS), Octavio Pico (OP) y Colonia Catriel (CC).

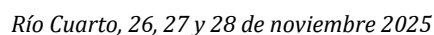
Materiales y métodos

Se recopiló bibliografía sobre antecedentes geológicos, hidrogeológicos y estudios previos de interacción río-acuífero. Se analizaron datos de pozos hidrocarburíferos, perforaciones de agua y estaciones de aforo. El trabajo incluyó el muestreo de once perforaciones que captan agua del acuífero del Grupo Neuquén, junto con datos de caudales y análisis fisicoquímicos provistos por el Comité Interjurisdiccional del Río Colorado. Se incorporaron además registros de dos vertientes en el sector del Volcán Auca Mahuida y datos de precipitación. En las muestras de agua superficial y subterránea se determinaron los componentes mayoritarios (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), con un error de balance iónico inferior al 8 %. La información obtenida se utilizó para la elaboración de cartografía temática y del modelo hidrogeológico conceptual. Para su validación, se aplicaron técnicas estadísticas multivariadas, específicamente análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados jerárquicos. Los datos fueron normalizados (Liu et al., 2003) y evaluados con pruebas de adecuación como KMO y Bartlett. Se seleccionaron componentes principales según el criterio de Kaiser y se utilizó rotación Varimax para facilitar su interpretación. El análisis de conglomerados, basado en distancia euclidiana y el método de Ward, permitió agrupar las muestras según su similitud hidroquímica y explorar posibles relaciones entre procedencia y procesos de mezcla.

Resultados

Caracterización hidrodinámica e hidrogeoquímica

La región extraandina de Neuquén posee un clima semiárido, con precipitaciones anuales cercanas a 200 mm, donde se emplaza el sistema acuífero del Grupo Neuquén (Cazau y Uliana, 1973), una secuencia continental del Cretácico Superior de unos 1.200 m de espesor compuesta por areniscas, fangolitas y conglomerados con variada porosidad y permeabilidad. Este sistema opera como un acuífero multicapa, libre en el sector occidental (Volcán Auca Mahuida y RDLS) y confinado en el oriental (CC), debido al buzamiento regional hacia el este y la presencia de unidades de baja permeabilidad



Desde el punto de vista geoquímico, la precipitación presenta una composición $\text{HCO}_3\text{Cl}-\text{Ca}$, mientras que las vertientes se clasifican como $\text{ClHCO}_3-\text{CaNa}$ y SO_4-CaNa . Las aguas del río Colorado muestran una evolución estacional: $\text{SO}_4\text{Cl}-\text{CaNa}$ en verano y $\text{ClSO}_4-\text{NaCa}$ en invierno (Fig. 1). La conductividad eléctrica (CE) del río aumenta aguas abajo, con valores de $627 \mu\text{S}/\text{cm}$ en primavera-verano y hasta $1.328 \mu\text{S}/\text{cm}$ en otoño-invierno. En el acuífero del Grupo Neuquén, las CE varían entre 1.448 y $5.800 \mu\text{S}/\text{cm}$, reconociéndose tipos sulfatados, clorurados y mixtos (SO_4Cl , ClSO_4 y ClHCO_3), con



asociaciones catiónicas Na^+ , CaNa y NaCa (Fig. 1), reflejando un patrón geoquímico complejo.

Dado el predominio de Ca^{2+} y Cl^- , se aplicó el diagrama RI (%) vs. CE (Fig. 2), propuesto por van Wirdum (1991), donde el índice RI se calcula como:

$$\text{RI (\%)} = \text{Ca}^{2+} / (\text{Ca}^{2+} + \text{Cl}^-)(1)$$

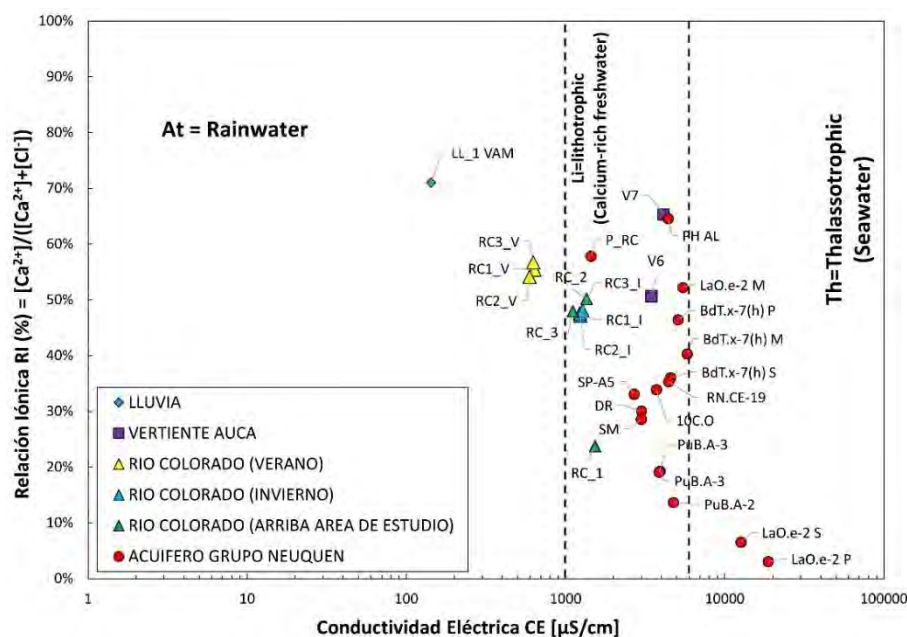


Figura 2. Gráfico de Van Wirdum [$\text{Ca}^{2+}/(\text{Ca}^{2+} + \text{Cl}^-)$] vs. CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$), para clasificar las aguas del área de estudio en función de su origen, respecto al agua de lluvia (At), litotrófica (Li) y talasotrófica o interferencia de agua de mar.

Este gráfico permite identificar posibles mezclas entre aguas de diferente origen (Stuyfzand, 1993). Las muestras de lluvia y del río Colorado en verano se ubican en el dominio de aguas poco evolucionadas (baja CE, alta RI), con escasa interacción roca-agua. Las vertientes (V6 y V7) y la muestra PH AL, presentan mayor CE y predominancia de Ca^{2+} , asociada a meteorización de carbonatos. En invierno, el río duplica su CE, evidenciando mezcla con agua subterránea. En el caso de las aguas del Grupo Neuquén, las que se distribuyen en el campo litotrófico (ricas en calcio), algunas evidencian mezcla con el río (alta RI y CE) como por ejemplo las muestras de P_RC y P_SP-A5, mientras que las zonas intermedias indican potencial interacción entre aguas superficiales y subterráneas, especialmente en áreas de recarga y descarga (moderada a baja RI y alta CE). Finalmente, las muestras talasotróficas (muy baja RI, alta CE) representan aguas altamente evolucionadas.



Análisis estadístico multivariado

El modelo hidrogeológico conceptual, basado en el análisis hidrodinámico e hidrogeoquímico, reconoce dos principales zonas de recarga para los acuíferos del Grupo Neuquén (Fig. 1): el Volcán Auca Mahuida y el tramo aguas arriba de OP, a través del río Colorado. Asimismo, se identifican sectores donde el río actúa como cuerpo ganador, especialmente durante el invierno. Para validar este modelo, se aplicaron técnicas estadísticas multivariadas, específicamente análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados jerárquicos (Fig. 3).

El análisis de componentes principales (ACP) presentó un valor KMO de 0,528 y una significancia de 0,000 en la prueba de esfericidad de Bartlett, lo que valida su aplicabilidad estadística. La matriz de carga final reveló dos componentes principales (Fig. 3a) que explican conjuntamente el 86,84 % de la varianza total. El CP-I (53,22 %), dominado por CE , Cl^- , HCO_3^- , Na^+ y K^+ (Fig. 3b), se asocia a procesos de mezcla y circulación prolongada, característicos de zonas de descarga del acuífero y flujos subterráneos mineralizados (mayor tiempo de contacto agua-roca). El CP-II (33,62 %), definido por SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} y un pH negativo (Fig. 3b), representa la influencia de meteorización de minerales carbonatados y sulfatos (yeso) vinculada a recarga reciente, especialmente en sectores altos y zonas de interacción río-acuífero. Estos resultados son coherentes con el modelo conceptual hidrogeológico planteado, al reflejar una dinámica mixta de recarga y descarga, controlada por las condiciones geológicas y topográficas locales.

En el agrupamiento cluster (Fig. 3c) se distinguen dos grupos principales: uno vinculado a flujos regionales profundos (A) y otro asociado a flujos intermedios y locales (B). Este último se divide en dos subgrupos. El primero (B1) evidencia la interacción entre el río Colorado y el acuífero del Grupo Neuquén, diferenciándose a su vez tres subgrupos. En B1a se observa una fuerte asociación entre muestras del río y perforaciones cercanas a su cauce (P_RC y SP-A5), dentro del ámbito de OP. El subgrupo B1b incluye muestras también ubicadas en OP pero más alejadas del cauce; su agrupación en el diagrama cluster (Fig. 3c) y las direcciones de flujo (Fig. 1) sugieren que estos pozos reciben aporte del río Colorado. El subgrupo B1c relaciona muestras del sector CC con un pozo en OP y la vertiente V6, lo que, junto con las direcciones de flujo, indicaría que en CC convergen flujos procedentes del volcán Auca Mahuida y flujos previamente influenciados por la recarga del río Colorado desde OP. Por su parte, el subgrupo B2 agrupa pozos cercanos



al volcán Auca Mahuida, donde se infiere una zona de recarga preferencial asociada a infiltración directa en áreas elevadas. El diagrama bidimensional (Fig. 3d), basado en componentes principales y clusters, revela una distribución espacial que refleja la dinámica río-acuífero, destacando la influencia del río Colorado, el volcán Auca Mahuida y el flujo regional profundo.

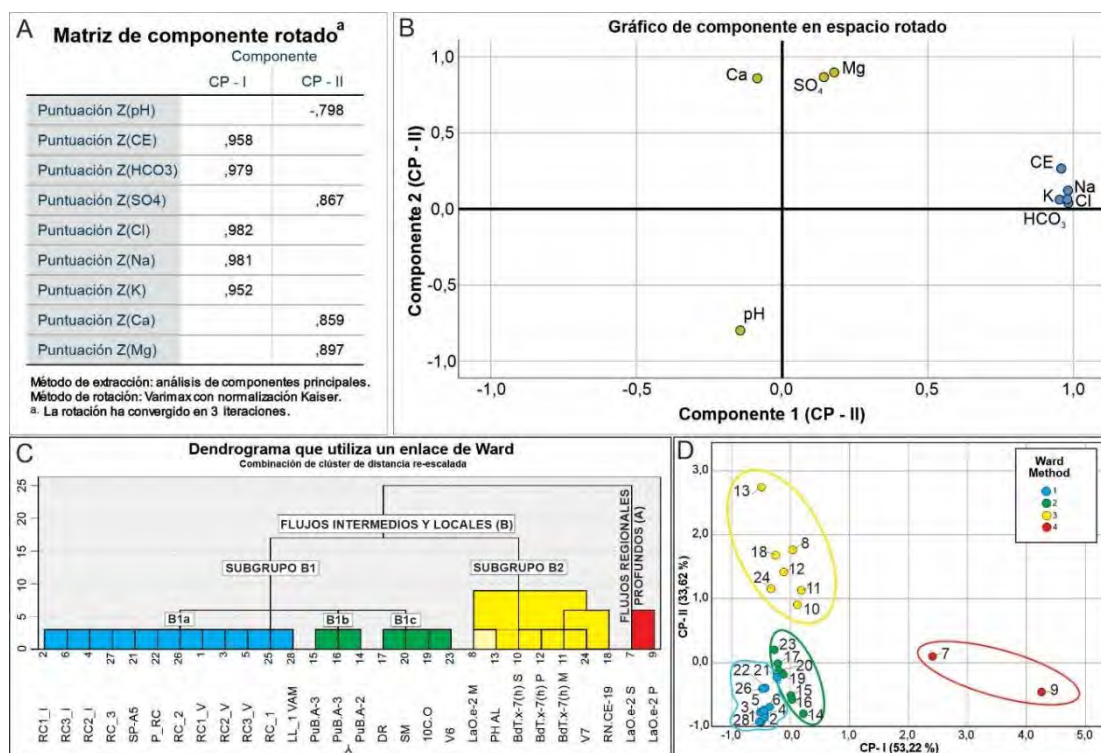


Figura 3. Análisis de componentes principales (ACP): a) Cargas factoriales de las variables. b) Distribución de las variables en los dos primeros componentes. c) Agrupamiento jerárquico de las muestras (método de Ward). d) Relación de las variables con los grupos obtenidos por conglomerados.

Conclusiones

Los resultados obtenidos permiten confirmar que la interacción entre el río Colorado y los acuíferos del Grupo Neuquén no es homogénea en el tramo analizado, sino que varía según el régimen hidráulico local, la morfología del terreno y el grado de confinamiento de las formaciones. Se evidencian zonas de recarga directa en sectores altos, principalmente vinculadas al volcán Auca Mahuida, así como tramos donde el río actúa como fuente de recarga o como receptor de descarga, según la estacionalidad y el contexto geológico. El análisis geoquímico y estadístico respalda estos procesos, al diferenciar tipos de agua asociados a recarga reciente, circulación profunda o mezclas intermedias. Estas conclusiones validan el modelo conceptual propuesto, fortaleciendo el conocimiento sobre la dinámica río-acuífero y ofreciendo insumos relevantes para la gestión de estos sistemas en contextos de sensibilidad hídrica.



Referencias bibliográficas

Bustinza, J., González, M., Neme, M., et al. (2011). Recursos hídricos superficiales. En Leanza, H. A., Arregui, C., Carbone, O., et al. (Eds.), *Geología y Recursos Naturales de la Provincia del Neuquén, 18° Congreso Geológico Argentino*, Relatorio (pp. 841-850), Neuquén.

Cazau, L. B. & Uliana, M. A. (1973). El Cretácico superior continental de la Cuenca Neuquina. *5° Congreso Geológico Argentino*, Academia Nacional de Ciencias de Córdoba, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.

COIRCO. (2024). *Comité Interjurisdiccional del Río Colorado*. <https://www.coirco.gov.ar/>

Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 77-89.

Stuyfzand, P. J. (1993). *Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands*, [Tesis Doctoral], Vrije, Universidad de Amsterdam.

Van Wirdum, G. (1991). *Vegetation and hydrology of floating rich-fens*. Vrije, Universidad de Amsterdam, KNNV Publishing.



EVALUACIÓN DE LA APTITUD PARA USO GANADERO Y CONSUMO HUMANO DE MANANTIALES CORDILLERANOS

EVALUATION OF THE SUITABILITY OF MOUNTAIN SPRINGS FOR LIVESTOCK USE AND HUMAN CONSUMPTION

Calvi, Carolina¹; Carol, Eleonora²; Fennell, Lucas¹; Di Lello, Claudia²

¹Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (CONICET-UBA), CABA, Argentina, ²Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), La Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina. calvi.ingeis@gmail.com

Resumen

Se evaluó la aptitud de manantiales para consumo humano y ganadero mediante el relevamiento de 18 muestras tomadas en los sectores de una región cordillerana sanjuanina. Se midieron in situ el pH y la conductividad eléctrica, y en laboratorio los iones mayoritarios. Dentro del área estudiada los manantiales del sector norte presentaron menor mineralización respecto al sur, donde el predominio de litologías evaporíticas generó mayores concentraciones de sólidos disueltos, dureza elevada, entre otros iones. Aunque la mayoría de las muestras cumple con los límites del Código Alimentario Argentino, en el sector sur la dureza supera los 400 mg/L, lo que podría afectar su aceptación para consumo humano. Para uso ganadero, todas las aguas fueron consideradas aptas, aunque se recomienda un seguimiento más estricto en zonas con alta carga iónica, especialmente en este tipo de ambientes de alta montaña. Se evidencia la influencia de la litología en la calidad del agua, particularmente en áreas dominadas por depósitos evaporíticos.

Palabras clave: *Calidad del agua, Hidroquímica, Clima árido, Alta montaña.*

Introducción

La calidad del agua se refiere a las características químicas, físicas y biológicas que determinan su aptitud para un uso específico. La regulación nacional e internacional establece una serie de requisitos que debe de cumplir el agua según su uso. Entre los parámetros químicos inorgánicos vinculados con la calidad se encuentran el pH, sólidos totales disueltos, dureza y cloruros, entre otros compuestos. La composición del agua y la concentración de los iones presentes en ella está condicionada por factores naturales como la litología del acuífero, la calidad del agua de recarga, la dinámica de circulación y la interacción entre acuíferos (Custodio y Llamas, 1983; FCIHS, 2008). En los ambientes áridos de los Andes centrales, los manantiales desempeñan un papel clave en



el desarrollo y sustento de las poblaciones rurales quienes los utilizan tanto para su abastecimiento como para la cría del ganado. En este contexto, es que resulta fundamental evaluar su calidad y aptitud para el consumo humano y ganadero, dado que constituyen la principal fuente de abastecimiento para comunidades locales y sistemas productivos. Siendo los manantiales en el sector cordillerano árido de la provincia de San Juan la principal fuente que garantiza un suministro continuo de agua en un entorno caracterizado por la escasez hídrica, el objetivo de este trabajo es analizar la calidad que el agua de estos manantiales tiene para su uso ganadero y consumo humano. Los resultados obtenidos permitirán generar información relevante para la gestión integrada de los recursos hídricos en ambientes de montaña.

Materiales y Métodos

Se realizaron relevamientos de campo y muestreos de aguas de manantiales en un área cordillerana localizada entre los 32°5'30,68" y 32°21'50,50" Latitud S y los 70°10'49,50" y 69°50'53,19" Longitud O (Fig. 1), en donde se recolectaron 18 muestras de agua. Dentro de esta área, en el sector norte, 4 muestras correspondieron a manantiales asociados a descargas difusas en depósitos cuaternarios, y 4 en manantiales asociados a descargas puntuales en rocas volcániclasticos (Fig. 1a y b). En el sector sur se censaron 4 descargas puntuales en rocas volcániclasticas-evaporíticas y 6 en rocas evaporíticas (Fig. 1c y d). En todos los puntos de muestreo se midieron in situ los parámetros fisicoquímicos de pH y STD y se extrajeron muestras directamente de la zona de descarga con botellas de polipropileno. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio del Centro de Investigaciones geológicas (CIG) para la determinación de iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^-), de acuerdo con los protocolos establecidos por las normas APHA. Los resultados fueron contrastados con los límites de calidad establecidos para el consumo humano según el Código Alimentario Argentino (CAA, 2012) y, para el uso ganadero, conforme a los criterios definidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 1985) y según los requerimientos nutricionales de los animales domésticos (NRC, 2005).

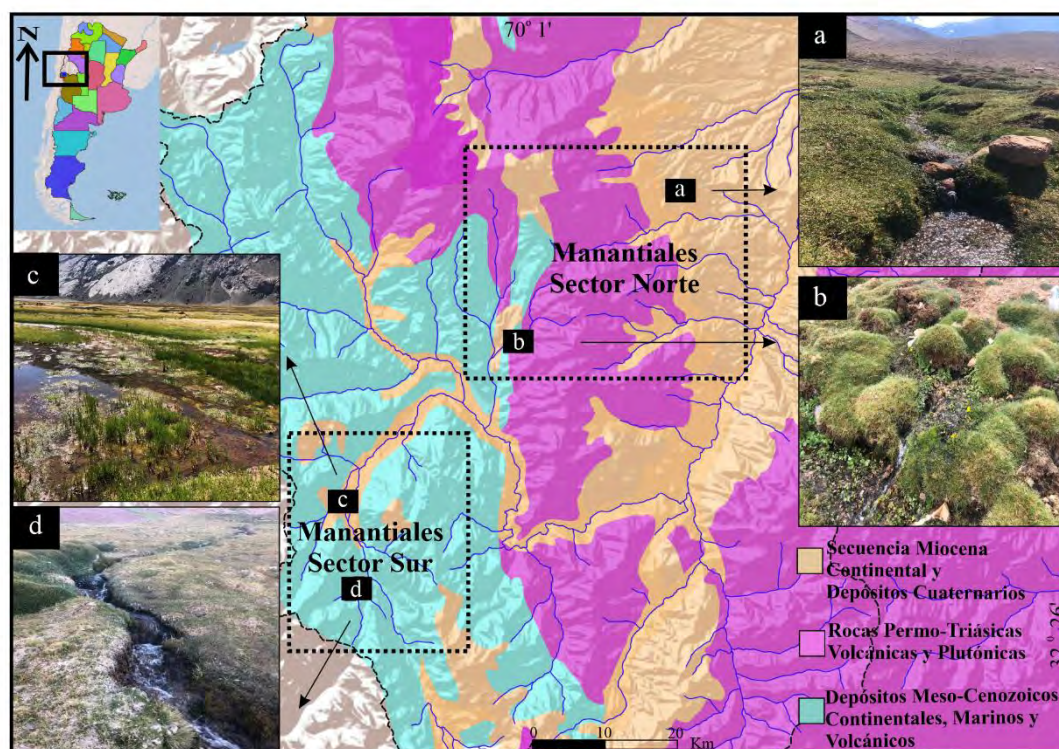


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio e identificación de la geología y de los manantiales censados.

Resultados

Los parámetros físicoquímicos determinados en los manantiales de los sectores norte y sur se resumen en la tabla 1. En el conjunto de muestras el pH presentó valores desde ligeramente alcalinos a alcalinos ($\bar{x}$ entre 7,7 y 8,2). La concentración de sólidos totales disueltos (STD) fue muy baja en el sector norte a ($\bar{x} = 73,6$ mg/L), indicando aguas de escasa mineralización asociadas a descargas en depósitos cuaternarios (Fig. 1a). En cambio, en los sectores norte b y sur c y d, los valores se incrementaron notablemente ($\bar{x}$ entre 231,4 y 1000,5 mg/L), lo que se asocia a una mayor interacción del agua con rocas volcanoclásticas y evaporíticas (Fig. 1b y d). La dureza mostró un incremento progresivo hacia el sur, desde 49,9 mg/L en el sector norte a hasta 700 mg/L en el sector sur d, asociada a la disolución de minerales típicos de formaciones evaporíticas. Los sulfatos presentaron concentraciones moderadas en todos los sectores, con valores más elevados en el sur ($\bar{x} \approx 8,75$ mg/L), atribuibles a la disolución de yeso y anhidrita. Los cloruros fueron bajos en el norte ($\bar{x} < 1$ mg/L) y aumentaron en el sur (c) ($\bar{x} = 167,7$ mg/L). Los nitratos se mantuvieron en niveles bajos a moderados ($\bar{x}$ entre 0,7 y 3,5 mg/L). En conjunto, estos resultados reflejan una influencia litológica significativa sobre la calidad del agua, particularmente en áreas dominadas por depósitos evaporíticos. Al comparar los



resultados obtenidos con los valores guía establecidos por el Código Alimentario Argentino (CAA, 2012, Tabla 2), se observa que la mayoría de los parámetros se encuentran dentro de los límites aptos para consumo humano. En particular, el pH de todas las muestras se mantuvo dentro del rango permitido de 6,5 a 8,5 cumpliendo con la normativa vigente.

Tabla 1. Valores promedio ($\bar{x}$) y desviación estándar (δ) de parámetros fisicoquímicos de las descargas.

Parámetros	Sector norte a	Sector norte b	Sector sur c	Sector sur d
PH	$\bar{x}=7,8$ ($\delta=0,1$)	$\bar{x}=7,8$ ($\delta=0,1$)	$\bar{x}=8,2$ ($\delta=0,1$)	$\bar{x}=8,0$ ($\delta=0,3$)
STD (mg/L)	$\bar{x}=73,6$ ($\delta=1,4$)	$\bar{x}=231,4$ ($\delta=12,3$)	$\bar{x}=877,8$ ($\delta=19,9$)	$\bar{x}=1000,5$ ($\delta=317,9$)
Dureza (mg/L)	$\bar{x}=49,9$ ($\delta=1,4$)	$\bar{x}=141,6$ ($\delta=4,7$)	$\bar{x}=477,5$ ($\delta=17,9$)	$\bar{x}=700$ ($\delta=203,3$)
Sulfatos (mg/L)	$\bar{x}=0,1$ ($\delta=0,02$)	$\bar{x}=0,8$ ($\delta=0,1$)	$\bar{x}=5,6$ ($\delta=1,1$)	$\bar{x}=11,9$ ($\delta=2,9$)
Cloruros (mg/L)	$\bar{x}=0,4$ ($\delta=0,1$)	$\bar{x}=0,9$ ($\delta=0,7$)	$\bar{x}=161,7$ ($\delta=6,4$)	$\bar{x}=11,2$ ($\delta=11,7$)
Nitratos (mg/L)	$\bar{x}=1,5$ ($\delta=0,03$)	$\bar{x}=1,8$ ($\delta=0,2$)	$\bar{x}=3,5$ ($\delta=4,6$)	$\bar{x}=0,7$ ($\delta=0,5$)

Respecto a los STD, cuyo límite máximo permitido es de 1500 mg/L, se registraron valores relativamente bajos en todas las descargas, incluso en aquellos sectores con mayor mineralización, manteniéndose dentro de los estándares establecidos. La dureza total es el único parámetro dentro de los analizados que supera los límites permitidos en algunos casos. El CAA establece un valor máximo de 400 mg/L, el cual es excedido en las descargas del sector sur c y d, que alcanzan valores de hasta 700 mg/L (Fig. 1c y d, Tablas 1 y 2). Según la clasificación de la US Geological Survey, estas aguas se categorizan como "muy duras" (> 180 mg/L), lo cual, aunque no representa un riesgo directo para la salud, puede comprometer la aceptabilidad del recurso debido a la generación de incrustaciones en instalaciones domésticas, sabor desagradable y menor eficacia de productos de limpieza. En contraste, las descargas del sector norte a y b, se ubican por debajo del umbral, siendo clasificadas como "blanda" (< 60 mg/L) y "dura" (120–180 mg/L), respectivamente (Fig. 1a y b; Tablas 1 y 2). Respecto a los aniones analizados, como sulfatos, cloruros y nitratos, todas las concentraciones se encuentran dentro de los límites permitidos por el CAA siendo 400 mg/L, 350 mg/L y 45 mg/L, respectivamente (Tablas 1 y 2).



Tabla 2. Límites sugeridos por el CAA, 2022; valores medidos dentro de la norma.

Parámetro	Apta Consumo Humano	Sector norte a	Sector norte b	Sector sur c	Sector sur d
pH	6,5-8,5	✓	✓	✓	✓
STD	Max. 1500 mg/L	✓	✓	✓	✓
Dureza Total	Max. 400 mg/L	Blanda	Dura	Muy Dura	Muy Dura
Sulfatos	Max. 400 mg/L	✓	✓	✓	✓
Cloruros	Max. 350 mg/L	✓	✓	✓	✓
Nitratos	Max. 45 mg/L	✓	✓	✓	✓

Sin embargo, se registraron concentraciones elevadas de cloruros en el sector sur, con alta dispersión entre muestras, lo que sugiere variabilidad en la mineralización posiblemente asociada a procesos locales de disolución de litologías evaporíticas (Fig. 1a; Tablas 1 y 2). Si bien los valores no superan los límites normativos, su proximidad a los umbrales podría comprometer la calidad organoléptica del agua (sabor salado) si no se controla adecuadamente. En el caso de los nitratos, aunque las concentraciones fueron bajas en todos los sectores, su monitoreo resulta fundamental, ya que niveles elevados pueden representar un riesgo para la salud humana, particularmente en lactantes, por su potencial para inducir metahemoglobinemia. Estas observaciones destacan la necesidad de implementar un monitoreo periódico de la calidad del agua, en especial en sectores donde predominan litologías evaporíticas, debido a su mayor potencial de aporte de sales al sistema hidrogeológico.

En relación con el consumo ganadero, los resultados fueron evaluados según los criterios generales de calidad propuestos por la FAO (1985) y el NRC (2005), los cuales establecen umbrales de tolerancia. Estas referencias permiten valorar la aptitud de los manantiales muestreados como fuente de abastecimiento ganadero y orientar un uso sustentable del recurso en entornos cordilleranos. Todas las muestras analizadas se encuentran dentro de los rangos considerados seguros para el consumo animal, sin restricciones asociadas a los niveles STD, sulfatos, cloruros ni nitratos (Tabla 3). Sin embargo, es necesario considerar que, en contextos de alta montaña, los animales pueden presentar una mayor sensibilidad debido al estrés ambiental al que se ven expuestos. Por lo tanto, para aguas con alta carga iónica, se recomienda realizar análisis más detallados teniendo en cuenta la especie específica y la etapa fisiológica de los animales, a fin de evaluar con precisión los riesgos potenciales para su salud y rendimiento.



Tabla 3. Criterios generales de calidad del agua para consumo animal (FAO, 1985; NRC, 2005)

Parámetro	Rango (mg/L)	Categoría de aptitud	Observaciones
STD	<1000 1000–3000 3000–5000 >5000	✓ Sin restricción: ✓ Aceptable Precaución (afecta animales jóvenes) No recomendado	Riesgo de deshidratación o rechazo en aguas con >5000 mg/L
Sulfatos	<500 500–1000 >1000	✓ Sin riesgo ✓ Precaución Riesgo elevado	Pueden causar diarrea.
Cloruros	<600 600–1000 >1000	✓ Sin efectos ✓ Precaución Puede causar rechazo	Altas concentraciones pueden reducir el consumo voluntario
Nitratos	<100 100–200 >200	✓ Seguro ✓ Riesgo moderado Riesgo alto	Riesgo de metahemoglobinemia.

Valores obtenidos en los manantiales de la zona de estudio

Conclusiones

Se identificaron diferencias hidroquímicas asociadas a la litología que atraviesan y descargan las aguas subterráneas en forma de manantiales en cada sector cordillerano. Las surgencias del sector norte presentan menor mineralización en comparación con las del sector sur, donde predominan litologías evaporíticas y se registran mayores niveles de dureza y sólidos disueltos. Aunque la mayoría de las muestras cumple con los criterios del Código Alimentario Argentino, la elevada dureza en algunos casos podría afectar su aceptabilidad para consumo humano. Para uso ganadero, todas las aguas resultaron aptas, aunque se recomienda un control más estricto en áreas con alta carga iónica, especialmente en ambientes de alta montaña. En conjunto, los manantiales analizados constituyen una fuente hídrica confiable, pero su variabilidad espacial subraya la importancia de implementar un monitoreo sistemático que garantice una gestión sustentable.

Referencias bibliográficas

Custodio & Llamas (1983). *Hidrología Subterránea Tomo II, Capítulo 13: Calidad del agua subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona.

FCIHS (2008). *Hidrogeología, Capítulo 9: Calidad, contaminación y protección de acuíferos*. Foro de la Ciencia y la Ingeniería para el Desarrollo de la Hidrogeología Subterránea.

American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the*



Examination of Water and Wastewater, 23rd ed. American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, D.C.

CAA (Código Alimentario Argentino). (2012). Capítulo XII: Agua potable. ANMAT y SENASA. Ley Nacional N° 18284/1969.

FAO (1985). *Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper No. 29* (Rev. 1). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.

NRC (2005). *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*, 7th Revised Edition. National Research Council, National Academies Press, Washington, D.C.



PROCESOS GEOQUÍMICOS EN AGUAS SUBTERRÁNEAS EN ZONAS MONTAÑOSAS Y COSTERAS DE LA REPÚBLICA DOMINICANA

GEOCHEMICAL PROCESSES IN GROUNDWATER IN MOUNTAINOUS AND COASTAL AREAS OF THE DOMINICAN REPUBLIC

Rodríguez, Yenny¹; Ramírez, Australia²; Cabrera, Adriana³; Blarasin, Mónica³

¹Universidad Nacional Pedro Henríquez Ureña, República Dominicana. ²Servicio Geológico Nacional de República Dominicana. ³Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina.
yr9137@unphu.edu.do

Resumen

El estudio interpreta los procesos geoquímicos que explican la composición química del agua y su aptitud para el uso humano en dos situaciones hidrogeológicas contrastantes de República Dominicana. Se usó metodología hidrogeoquímica convencional. El valle de San Juan, en el sector montañoso, y la planicie costera de Azua. En San Juan, el agua es dulce y bicarbonatada-cálcica dada por meteorización y aportes atmosféricos. Se evidencian procesos de contaminación puntual y posible impacto minero. En Azua, el agua también es dulce y bicarbonatada, pero con mayores cloruros y sodio. Los procesos geoquímicos son similares, pero se suma disolución de halita y yeso, y mayores procesos de contaminación de origen humano y animal. No hay evidencias claras de intrusión marina a pesar de la ubicación costera corroborado con índices de intercambio catiónico. Se resalta la necesidad de estrategias de gestión y protección específicas para cada zona.

Palabras clave: Geoquímica, Acuífero sedimentario, Abastecimiento humano, Sierras, Llanura.

Introducción

La geoquímica del agua constituye una herramienta fundamental para la comprensión de los procesos naturales que controlan la composición química de los recursos hídricos, con implicancias directas en su gestión y conservación (Appelo y Postma, 2005). En los últimos años, la geoquímica natural de las aguas subterráneas se ha centrado en la comprensión de los procesos de meteorización, disolución de minerales, así como en el análisis de las conexiones entre precipitación, aguas superficiales y subterráneas (Wood, 2025). Diversos estudios han destacado la importancia de la geología local y el clima en la evolución hidrogeoquímica, lo que ha permitido diferenciar sistemas acuíferos con



características particulares y ha puesto de manifiesto la necesidad de analizar la relación entre la composición química del agua y la mineralogía del entorno acuífero (Marandi y Shand, 2018). En regiones montañosas con valles intermontanos, se ha observado que la interacción entre las aguas subterráneas y las rocas ígneas y metamórficas tiende a generar aguas de baja salinidad, con altos contenidos de sílice y bicarbonatos. En cambio, cuando predominan rocas sedimentarias, la salinidad puede incrementarse de manera significativa, con mayores contenidos de SO_4^{2-} y Cl^- (Pramparo et al., 2022). En las llanuras costeras, la geoquímica de las aguas subterráneas puede estar influenciada por la intrusión salina y los procesos de mezcla con agua de mar, generando un gradiente químico que varía desde el interior hacia la costa. No obstante, en ausencia de contaminación, también se han identificado procesos naturales de enriquecimiento en iones como Na^+ y Cl^- , asociados a la disolución de evaporitas y a la interacción con sedimentos marinos. Estos hallazgos resultan especialmente relevantes para la gestión de acuíferos costeros, donde la salinización natural puede limitar la disponibilidad de agua dulce.

El objetivo principal de este estudio es describir las características de las aguas subterráneas en dos áreas representativas de la República Dominicana: la región montañosa de San Juan y la llanura costera de Azua, donde este recurso se destina al consumo humano. El estudio busca interpretar los procesos geoquímicos que explican la composición química del agua y su aptitud para el uso humano.

Caracterización general del área de estudio

República Dominicana cuenta con sistemas acuíferos de gran importancia, entre los que destacan la zona serrana de San Juan y la Planicie de Azua. Estos sistemas presentan características geoquímicas e hidrogeológicas, influenciadas por su geología, clima y procesos naturales de interacción agua-roca.

El valle de San Juan está formado por terrazas y conos aluviales, mezclados con antiguos flujos de lava basáltica. La región presenta escasez de agua superficial debido a su clima seco (lluvias escasas y casi inexistentes en invierno) y a una evapotranspiración muy alta. Las principales posibilidades acuíferas se encuentran en los depósitos aluviales (arenas, gravas, conglomerados-Fms. Arroyo Seco y Arroyo Blanco), mientras que su base está compuesta por margas (Fms. Trinchera y Sombrerito) de baja permeabilidad que actúan como acuicludos. En el centro del valle predominan materiales muy permeables, lo que



favorece la existencia de acuíferos extensos y de alto potencial (SGN, 2017).

Azua está ubicada al norte de la Bahía de Ocoa, en la confluencia entre la Cordillera Central y la Cuenca de Azua. En la cordillera afloran los materiales más antiguos, del Cinturón de Peralta, compuesto por sedimentos paleógenos muy gruesos con turbiditas (Grupos Peralta y Río Ocoa). La cuenca contiene una potente secuencia sedimentaria neógena que pasó de ambientes marinos (Fms. Sombrerito, Trinchera y Quita Coraza) a continentales (Fms. Arroyo Blanco y Vía), aunque aflora de forma discontinua por estar cubierta por abanicos aluviales que llegan hasta la costa. La región tiene una densa red hidrográfica con ríos y arroyos intermitentes que descienden hacia la bahía. Destacan los ríos Jura, Vía, Grande, Banilejo y Ocoa. Desde el punto de vista estratigráfico e hidrogeológico, se reconocen tres grupos de materiales: eocenos, neógenos y cuaternarios (SGN, 2000).

Materiales y Métodos

El estudio geológico y geomorfológico se basó en el análisis de imágenes satelitales y datos del Servicio Geológico Nacional (SGN). Se realizó control de campo y descripción de los perfiles litológicos aflorantes. Se realizaron muestreos de agua en las provincias de Azua y San Juan, relevando pozos operados por el Instituto Nacional de Aguas Potables y Alcantarillados (INAPA), el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INDRHI) y por particulares. Los datos hidrogeológicos fueron obtenidos de INAPA e INDRHI. Además, se midieron los niveles piezométricos en pozos y perforaciones utilizando un medidor de nivel de agua SEBA KII-T-100.

Los parámetros de campo, incluyendo pH, conductividad eléctrica (CE) y temperatura (T), fueron medidos in situ utilizando una sonda multiparamétrica (Hanna HI9829). Se recolectaron muestras de 15 pozos en San Juan y de 20 en Azua (Fig. 1). En todos los casos los pozos censados penetran los 20-30 metros superiores del acuífero sedimentario libre, aunque una muestra en Azua corresponde a un pozo surgente de una capa somera con techo que la confina. Las

muestras de agua se recolectaron en botellas plásticas de alta densidad de 1 L, y se analizaron los siguientes parámetros: Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , Mg^{2+} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NO_3^- , As



Figura 1. Mapa de ubicación sitios censados.



y F^- . El balance iónico promedio para las muestras de agua fue del 2,1 % (máx. 7,7 %). Se realizaron y analizaron gráficos de relaciones molares para estimar los posibles procesos geoquímicos actuantes. Se clasificaron las muestras en función del tipo geoquímico (Piper–Hill), y se realizaron análisis estadísticos uni y multivariados (factorial por componentes principales-CP). Se estandarizaron los datos químicos y se utilizó el método de rotación Varima. La cantidad de factores se determinó mediante el criterio de Kaiser-Guttman (eigenvalor > 1). CO_3^{2-} y SDT fueron excluidas del análisis multivariado por su conocida vinculación al pH y CE, respectivamente.

Resultados

Composición química del agua subterránea en la zona de San Juan

Los pozos censados suministran agua dulce, con una CE promedio de 549 $\mu S/cm$ (mín. 298 mg/L (SJSub 10), máx. 938 mg/L (SJSub 6)). Respecto al tipo geoquímico, las muestras son principalmente bicarbonatadas cálcicas, excepto SJSub6 y SJSub9, que resultaron bicarbonatadas sódicas. Cabe destacar que las muestras SJg2 y SJSub6 presentan un contenido de cloruros (Cl^-) más elevado en comparación con las demás muestras analizadas. Los niveles de nitratos (NO_3^-) se encuentran generalmente por debajo de los valores de fondo natural (VFN) para la calidad del agua, definidos por diversos autores a nivel mundial entre 10 y 12 mg/L (Appelo y Postma, 2005), derivados de la descomposición de materia orgánica en el acuífero, excepto SJg2 (34 mg/L), SJSub1 (25 mg/L) y SJSub5 (24 mg/L). La correlación moderada y positiva entre Cl^- y NO_3^- , especialmente en estas tres muestras, sugiere una posible contaminación por infiltración de desechos humanos desde letrinas cercanas a los pozos de agua, según lo registrado en el campo. Los fluoruros se encuentran en la mayoría de los casos por debajo del LD, excepto en SJSub1 y SJSub9 en donde se ha determinado en el orden de 0,3 y 0,4 mg/L, respectivamente. Los niveles de arsénico también son muy bajos, con valores entre 0,5 y 5 $\mu g/L$. El análisis factorial entre variables químicas permitió identificar 4 CP que explican el 83,1 % de la varianza total (Fig. 2), brindando una aproximación inicial a los procesos hidrogeoquímicos dominantes en la zona. La CP1 (30,5 %) explica la salinidad natural general del agua ya que asocia a la CE con los iones mayoritarios HCO_3^- , SO_4^{2-} y Na^+ , lo que se verifica en el contenido y tipo geoquímico de aquellas aguas sódicas. Además, el flúor queda asociado a esta CP ya que las dos muestras en las que se detectó



su presencia son las que presentan altos tenores de sodio y de bicarbonato. La CP2 (23,8 %), asocia al NO_3^- con Cl^- y SO_4^{2-} , Mg^{2+} y As. la cual puede interpretarse, por un lado, vinculada a procesos antrópicos (contaminación por NO_3^- y Cl^-) y por otro, al proceso natural de disolución

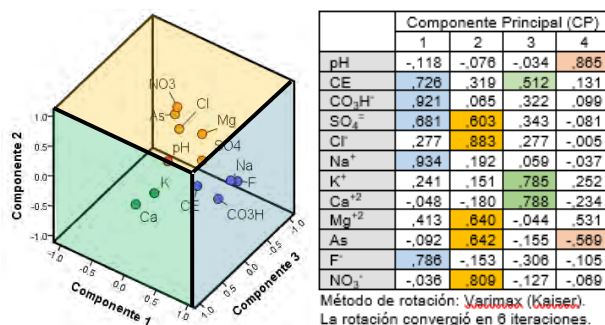


Figura 2. Análisis multivariado por CP.

y/o meteorización de minerales que contengan SO_4^{2-} , Mg^{2+} y As, si se considera que en la zona hay actividad minera vinculada a un depósito de oro (drenaje ácido de roca: DAR). La CP3 (16,5 %) agrupa a Ca^{2+} y K^+ vinculados, más débilmente, a la CE, por lo que pueden interpretarse como parte de los iones mayoritarios que explican la salinización del agua a partir del aporte de precipitaciones y meteorización de minerales. Finalmente, la CP4 (12,7 %) que asocia de manera inversa al pH con el As, permitiendo nuevamente interpretar baja intensidad de DAR que, para bajos pH, exponga alto valores de As (ej. derivado de arsenopirita).

El aporte atmosférico se asume como el principal responsable de la presencia de SO_4^{2-} y Cl^- debido a la influencia de las precipitaciones de origen marino. Al respecto, se suma que no hay evidencias de la presencia de yeso o halita en los materiales constitutivos del acuífero que puedan aportar estos iones por disolución ni las relaciones molares se ajustan con estos procesos. A este aporte se suman además los procesos de disolución y/o meteorización de minerales (Fig. 3 y 4) con los que el agua está en contacto mientras circula por el acuífero sedimentario. El proceso de intercambio catiónico, aunque subordinado (CAI-1: entre -10,7 y -0,7 y CAI-2: entre -0,03 y -0,2) indica que Ca^{2+} y Mg^{2+} quedan retenidos en los sedimentos finos y el Na^+ es liberado a la solución.

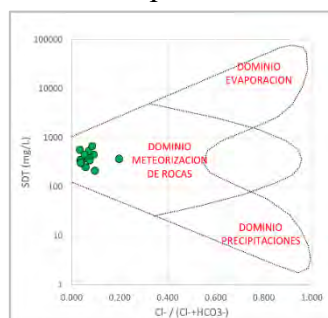


Figura 3. Relaciones molares. Agua subterránea. San Juan.

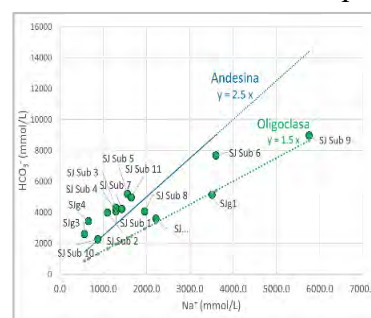


Figura 4. Relaciones molares. Agua subterránea. San Juan.

Composición química del agua subterránea en la planicie de Azua



El agua subterránea es dulce, con una CE promedio de 629 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mín.: 409 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Azg5) y máx.: 877 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (AzSub4)). Según su composición iónica son aguas bicarbonatadas, excepto Azg13 y Azg11 que resultaron mixtas (bicarbonatada-clorurada y clorurada, respectivamente), y principalmente sódicas, AzSub5 (cálcica), Azg3, Azg13 y AzSub1-4

	Componente Principal (CP)			
	1	2	3	4
pH	-.302	.157	-.712	.228
CE	.805	-.172	.508	-.027
CO ₃ H	-.053	-.089	.921	.068
SO ₄ ²⁻	.638	-.221	.362	.262
Cl ⁻	.680	.548	-.014	.153
Na ⁺	.293	.782	.517	.091
K ⁺	.084	.280	-.091	.771
Ca ²⁺	.474	-.685	.303	-.147
Mg ²⁺	.700	.258	.129	.175
As	-.029	.814	-.305	.031
F ⁻	-.004	-.078	.009	.898
NO ₃ ⁻	.832	-.118	-.195	-.278

Método de rotación: Varimax (Kaiser).
La rotación convergió en 10 iteraciones.

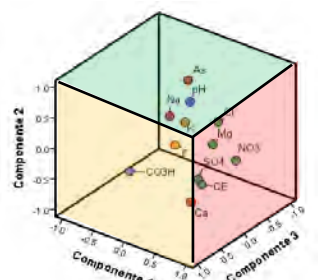
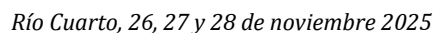
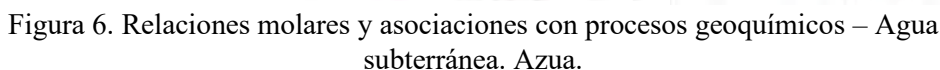


Figura 5. Análisis multivariado por CP- Azua.

(sódico-cálcicas), y Azg1, Azg2, Azg14, Azg15 y Azg7 (pozo surgente), (sódico-magnésicas). Los NO₃⁻ superan los VFN en el 42 % de los casos, con máximos de 75 mg/L (AZSub4) y 72 mg/L (AzSub5). La correlación positiva moderada entre NO₃⁻ y CE ($r = 0,570^*$, $p = 0,05$) en todas las muestras sugiere una posible contaminación por residuos pecuarios provenientes de corrales cercanos y/o desechos humanos infiltrados desde sistemas de saneamiento próximos a los pozos. Azg11 también destaca por presentar niveles de Cl⁻ más altos que el resto de la región; se observó una gran cantidad de animales cerca del pozo, lo que podría indicar contaminación (NO₃⁻: 23 mg/L) por efluentes ganaderos. El análisis factorial, exceptuando la muestra Azg7 (pozo surgente), define 4 CP que explican el 77,8 % de la varianza. CP1 (25,9 %) indica procesos de contaminación, en escenarios en donde la fuente contaminante aporta nutrientes como el NO₃⁻, pero además produce aumento de CE, SO₄²⁻ y Mg²⁺. Las otras 3 CP (19,1 %, 18,8 % y 14,1 %, respectivamente) explican procesos naturales de aporte de iones al agua que definen la composición química total (Fig. 5). CP2 y CP4 indican que As y F⁻ responden a procesos geoquímicos diferentes ligados a la mineralogía y alteración de la matriz del acuífero. El As, agrupado en CP2 y correlacionado positivamente con Na⁺ e inversamente con Ca²⁺, indica mayor movilidad en aguas sódicas, posiblemente por intercambio iónico o desorción a pH elevado y bajo Ca²⁺. El F⁻ asociado a K⁺, en CP4, reflejaría su liberación por disolución o meteorización de minerales potásicos (micas o feldespatos). Finalmente, la CP3 explica los procesos de disolución de CO₂ atmosférico que aumenta HCO₃⁻ y disminuye el pH. Del mismo modo que en San Juan, se considera que, si bien una de las fuentes principales de solutos al agua está dada por el aporte atmosférico, las relaciones molares entre iones mayoritarios y su vinculación con los procesos geoquímicos muestran que la hidrólisis de silicatos es otro de los procesos más generalizados en la mayoría de los casos. Se suma en el pozo artesiano (AZg7) y en Azg13 y Azg11, la disolución de



Conclusiones



Eje temático 4- Geoquímica de aguas superficiales y subterráneas



presenta, con un comportamiento similar al observado en San Juan. A pesar de la cercanía a la costa, se estima ausencia de intrusión marina y el incremento de Cl^- se asocia a la contaminación por NO_3^- , evidenciada por la proximidad de diversas fuentes contaminantes a los pozos. Estos resultados son de interés para la implementación de estrategias de gestión y protección de los recursos hídricos subterráneos en República Dominicana, considerando las particularidades hidrogeoquímicas de cada región y la necesidad de mitigar las fuentes de contaminación identificadas para garantizar la calidad del agua para el consumo humano.

Agradecimientos: A FONDOCYT – Fondo Nacional de Innovación y Desarrollo Científico y Tecnológico.

Referencias bibliográficas

- Appelo, C. & Postma, D. (1996). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema. Rotterdam.
- Marandi, A. & Shand, P. (2018). Groundwater chemistry and Gibbs Diagram. *Applied Geochemistry*, 97, 209-212.
- Pramparo, S., Blarasin, M., Currell, M., et al. (2022). Relationships between geomorphological features and groundwater geochemistry in the upper and middle basin of Las Peñas stream, Pampean Mountains, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 81(12), 339.
- SGN. (2017). *Mapa Geológico Rep. Dominicana. Esc.1:50.000. San Juan (5972-II)*.
- SGN. (2000). *Mapa Geológico Rep. Dominicana. Esc.1:50.000. Azua (6071-II)*.
- Wood, W. W. (2025). *Hydrogeochemistry – A Journey of Discovery*. The Groundwater Project. <https://doi.org/10.62592/CBIQ7579>



CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA MAYORITARIA Y NUTRIENTES EN LA CUENCA DEL RÍO SAUCE CHICO

CHARACTERIZATION OF MAJOR HYDROCHEMISTRY AND NUTRIENTS IN THE SAUCE CHICO RIVER BASIN

Santucci, Lucía¹; Carol, Eleonora¹; Acosta, Rosario¹; Cellone, Francisco²; Borzi, Guido¹

¹Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), Argentina. ²Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CONICET-UNLP), Argentina.

luciasantucci@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

El río Sauce Chico nace en el Sistema Serrano de Ventania y drena hacia el sur hasta desembocar en el mar en las proximidades de Bahía Blanca. El objetivo del trabajo es evaluar la química mayoritaria y nutrientes en el agua superficial y subterránea en la cuenca del río. Se realizaron relevamientos de campo y se llevó a cabo el muestreo de agua superficial del río y agua subterránea. En las muestras obtenidas se midió in situ el pH y conductividad eléctrica del agua y se determinó el contenido de iones mayoritarios y nutrientes en laboratorio. Los resultados muestran que la salinidad del agua superficial y subterránea aumenta desde el sector de cabeceras hacia la desembocadura, y que es de tipo bicarbonatada-mixta a bicarbonatada-sódica. Además, la actividad agrícola-ganadera desarrollada determina la existencia de concentraciones de nutrientes en sectores puntuales sin esto representar una afectación en la calidad del agua.

Palabras clave: Sistema serrano, Ambiente fluvial, Especies nitrogenadas, Fósforo.

Introducción

El río Sauce Chico nace en el Sistema Serrano de Ventania y drena hacia el sur hasta desembocar en el mar en las proximidades de la localidad de Bahía Blanca (Fig. 1a y b), abarcando la cuenca una superficie de 1595 km². El sistema fluvial atraviesa tres unidades geomorfológicas en su recorrido: sector serrano en cabeceras, piedemonte en su tramo medio y llanura en su tramo inferior. Los tributarios nacen en el sector serrano con alturas cercanas a 800 m s.n.m., pasando por el piedemonte, un área donde las cotas topográficas alcanzan los 320 m s.n.m., disminuyendo hacia el sur a valores cercanos a 60 m s.n.m. en el sector de llanura próximo a la desembocadura (Fig. 1c). El río desarrolla barrancas y aledañosamente una planicie aluvial por sectores. El uso del suelo en la cuenca es dentro del sector serrano principalmente pecuario y agropecuario en el pie de la sierra, mientras que en el piedemonte y llanura alternan agricultura y ganadería (Gaspari et al., 2021).

El río recibe la descarga del agua subterránea freática desde el acuífero alojado en los sedimentos loésicos que componen el piedemonte (Albouy y Bonarino, 1997). En función de esto es que la química del agua puede estar condicionada, por un lado, por la interacción del agua con las rocas-sedimentos, y por otro, por los distintos usos de suelo que se dan en la cuenca (Torrero et al., 2010). Estos últimos, determinan principalmente las concentraciones de nutrientes los cuales pueden asociarse al uso de fertilizantes por parte de la actividad agrícola, así como también a las excretas del ganado en sitios de corrales o de ganadería (Cellone et al., 2023). En base a lo expuesto, el objetivo del trabajo es evaluar la química mayoritaria y nutrientes en el agua superficial y subterránea en la cuenca del Río Sauce Chico.

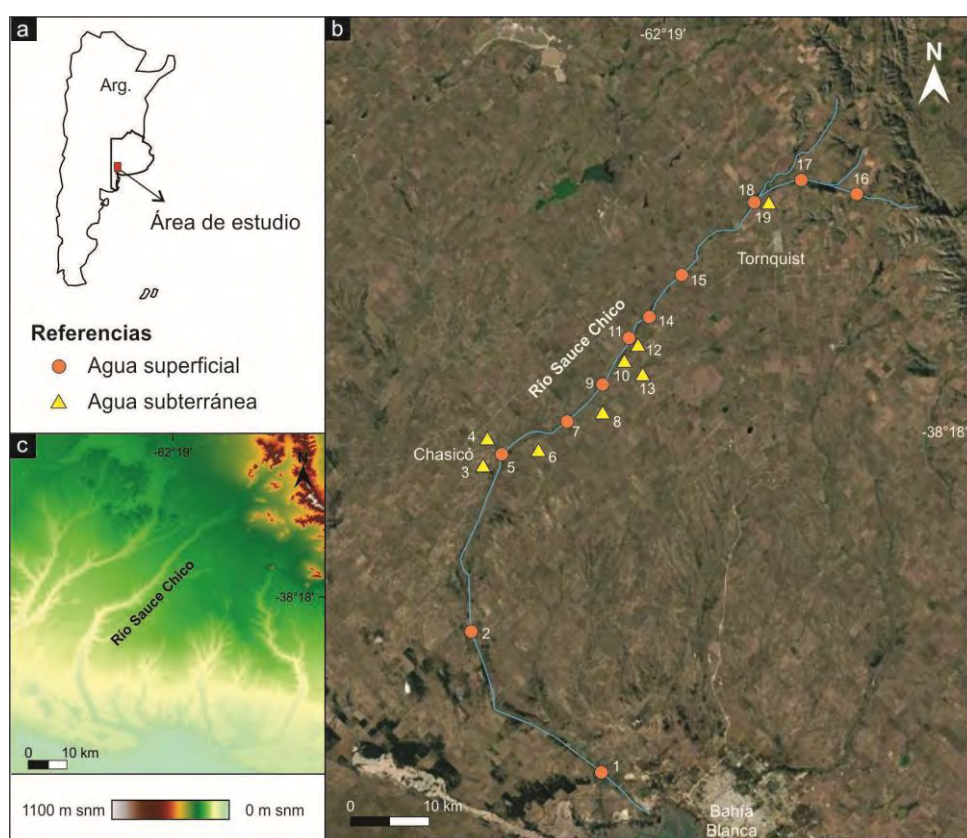


Figura 1. a y b) Ubicación de la cuenca del Río Sauce Chico y de los sitios de muestreo. c) Modelo digital de elevación.

Materiales y Métodos

Durante los relevamientos de campo se realizaron muestreos de agua superficial del río y agua subterránea proveniente de molinos o bombas sumergibles (Fig. 1). También se realizaron perforaciones someras con barreno manual para la medición de la profundidad del nivel del agua subterránea en sectores próximos a las márgenes del río y posterior toma de muestra de agua. Se midió *in situ* el pH y conductividad eléctrica (CE) del agua



con un equipo multiparamétrico de campo. Asimismo, en las muestras se determinó el contenido de iones mayoritarios (carbonato, bicarbonato, cloruro, sulfato, calcio, magnesio, sodio, potasio) y nutrientes (nitrato, nitrito, amonio y fosfato soluble -PS- y fosfato total -PT-) en laboratorio. Las determinaciones químicas se efectuaron en el Laboratorio de Geoquímica del Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP) mediante métodos estandarizados (APHA, 1998). Carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) se determinaron por titulación. Sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, y sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+) y fosfatos (PO_4^{3-}) fueron medidos por espectrofotometría UV-Visible. Para cada punto de muestreo se analizaron los datos de la CE y pH del agua, y los datos de iones mayoritarios fueron ploteados en un diagrama Piper (1944), el cual permite visualizar de manera combinada la dominancia porcentual de cationes y aniones mayoritarios, definiendo así la señal hidroquímica del agua. Los datos de nutrientes se analizaron en gráficos de barras.

Resultados y Discusión

Dentro de la planicie aluvial del río, las profundidades de los niveles del agua subterránea en sectores próximos a las márgenes son cercanas a 0,40 m. Hacia las zonas más elevadas del piedemonte, los niveles freáticos tienden a profundizarse acompañados por un aumento de la topografía localizándose las zonas de recarga del sistema hídrico subterráneo en el piedemonte hacia el Sistema Serrano de Ventania. El flujo de agua subterráneo regional tiende a acompañar a la topografía y la descarga subterránea local se genera en el río otorgándole el carácter de curso permanente. En los relevamientos de campo dicha descarga subterránea se reconoció en varios tramos del río, y la misma pudo observarse como un flujo de agua desde los sedimentos de las barrancas y planicie aluvial dirigiéndose hacia el río.

En cuanto a la salinidad, el agua superficial del río Sauce Chico registró valores cercanos a 0,48 mS/cm en el sector de cabeceras y a 0,75 mS/cm en el sector de desembocadura, y el pH del río varió entre 8,53 y 10,17. El agua superficial tiene una composición de iones mayoritarios porcentual de tipo bicarbonatada mixta en el sector de cabeceras y bicarbonatada sódica en el sector de desembocadura (Fig. 2). Por otro lado, el agua subterránea registró valores de CE cercanos a 0,62 mS/cm y pH de 7,93 en el sector de cabeceras y una CE promedio de 0,97 mS/cm y pH promedio de 8,27 en sectores cercanos de desembocadura. El agua subterránea mantiene la clasificación de tipo bicarbonatada



mixta en el sector de cabeceras (muestra 19), mientras que en el sector medio es principalmente bicarbonatada sódica (Fig. 2).

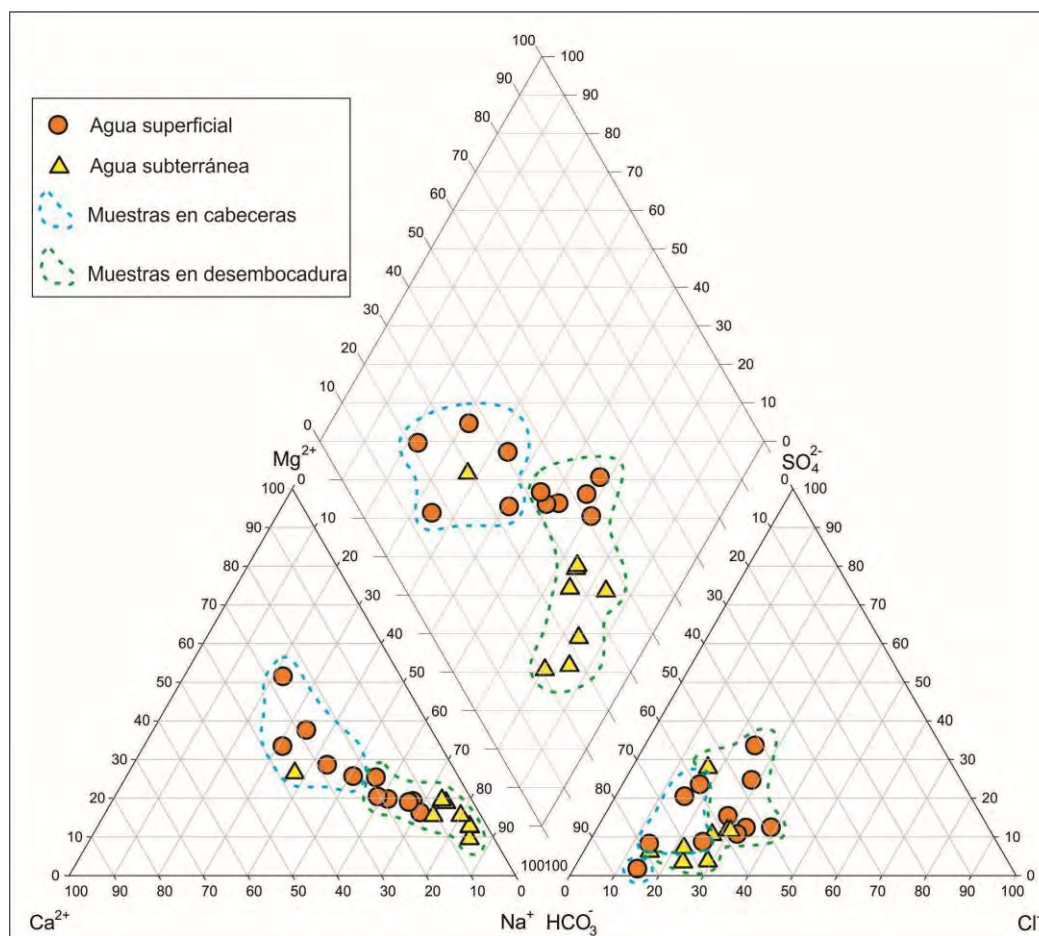


Figura 2. Diagrama de Piper mostrando la composición porcentual de iones mayoritarios y facies hidroquímicas para muestras de agua superficial en el Río Sauce Chico y agua subterránea en sus adyacencias, tanto para el sector de cabeceras como de desembocadura.

En relación a los nutrientes, respecto a los contenidos de las especies nitrogenadas, se observan mayores contenidos de NO_3^- en las muestras de agua subterránea respecto a las superficiales, comportamiento que no se observa en los contenidos en NO_2^- y NH_4^+ (Fig. 3a y b). Respecto al fósforo, los valores de PS son relativamente homogéneos para las diferentes muestras, variando entre 0,0278 y 0,1266 mg/L para el agua superficial y entre 0,0460 y 0,7032 mg/L para el agua subterránea (Fig. 3c y d). Se observa la mayor concentración de PS en la muestra subterránea (muestra 12) que corresponde con un pozo somero (a 0,40 m de profundidad) realizado manualmente. Por otro lado, los valores de PT varían entre 0,0923 y 0,4028 mg/L para el agua superficial y entre 0,0722 y 1,4008 mg/L para el agua subterránea, presentando los valores más elevados dos muestras de agua subterránea (muestra 6, correspondiente a un molino y muestra 12, mencionada anteriormente) (Fig. 3d). Estos resultados muestran que existen sectores puntales con



mayor concentración de nutrientes sin representar una afectación en la calidad del agua. La fuente de estos nutrientes se asociaría a la actividad agrícola – ganadera que se desarrolla en la cuenca (Falasca y Bernabé, 2002).

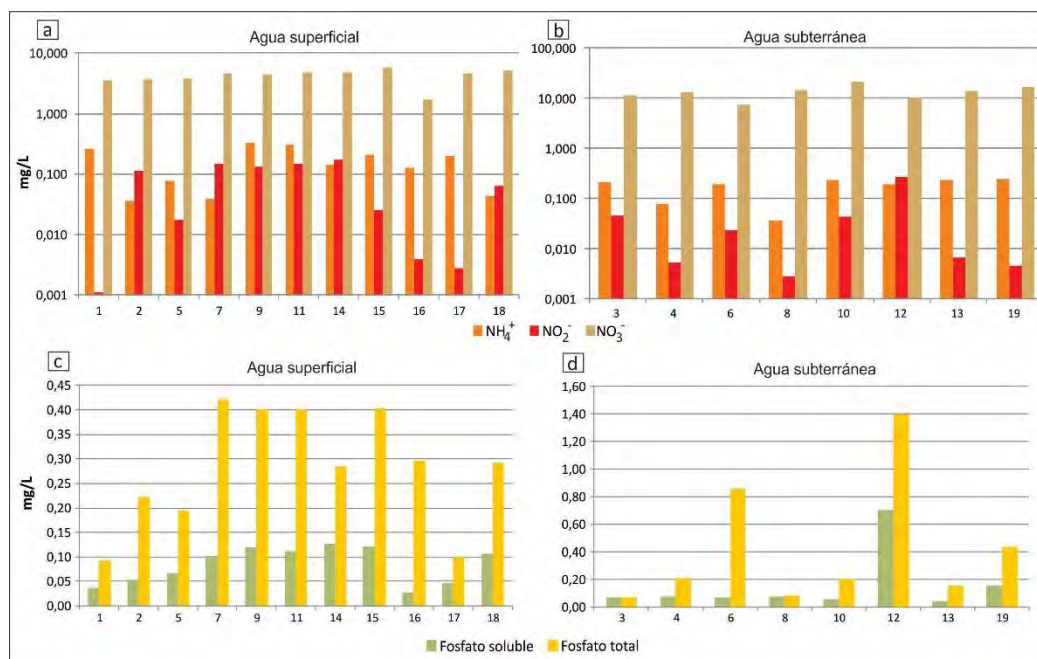


Figura 3. a y b) Valores de NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ . c y d) Valores de fosfato soluble (PS) y fosfato total (PT) para muestras de agua superficial en el río Sauce Chico y agua subterránea en las adyacencias.

Conclusiones

Las características del agua superficial y subterránea del área del río Sauce Chico muestran que existe una variación en la salinidad y tipo de facies químicas desde las cabeceras hacia la desembocadura de la cuenca. Si bien la química del agua puede estar influenciada por la interacción de la misma con las rocas o sedimentos por los que transita, los usos de suelo de tipo agrícola – ganadero que se desarrollan en la cuenca, determinan la existencia de las concentraciones de nutrientes en sectores puntuales sin esto representar una afectación en la calidad del agua.

Referencias bibliográficas

- Albouy, R. & Bonorino, G. (1997). Hidrogeología de la cuenca superior del río Sauce Chico, Sierras Australes, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 52(1), 81-92.
- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA; Washington D.C., USA.
- Cellone, F., Santucci, L., Borzi, G., et al. (2023). Impact of dairy farms on groundwater



quality in a productive basin in the northeast of the Pampean Plain, Argentina. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 100997.

Falasca, S. & Bernabé, M. (2002). Rasgos fisiográficos y edáficos del área aledaña a la ciudad de Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Espacio y Desarrollo*, (14), 185-202.

Gaspari, F. J., Díaz-Gómez, A. R. & Montealegre-Medina, F. A. (2021). Variabilidad espacial del rendimiento hídrico ante el cambio de uso del suelo y escenarios pluviales en la cuenca alta del río Sauce Chico, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 12(1), 74-112.

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *American Geophysical Union Transactions*, 25, 914–928.

Torrero, M. P., Campo, A. M. & Uboldi, J. (2010). Environmental assessment of the Sauce Chico River basin, Argentina derived from satellital images and use of geographic information systems. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (10), 18-53.



EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA GEOMORFOLÓGICA-LITOLÓGICA SOBRE PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS EN LA CUENCA DEL RÍO DE LOS SAUCES-LA CRUZ. CÓRDOBA, ARGENTINA

EVALUATION OF GEOMORPHOLOGICAL-LITHOLOGICAL INFLUENCE ON HYDROGEOCHEMICAL PROCESSES IN THE LOS SAUCES-LA CRUZ RIVER BASIN. CÓRDOBA, ARGENTINA

Pramparo, Santiago^{1,2}; Blarasin, Mónica²; Cabrera, Adriana²; Pascuini, Miguel^{1,2}; Schroeter, Germán^{1,2}

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. ²Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. spramparo@exa.unrc.edu.ar

Resumen

La cuenca del río de Los Sauces-La Cruz, ubicada sobre el faldeo oriental de la Sierra de Comechingones (Sierras de Córdoba), abarca sectores montañosos y pedemontanos. El objetivo del trabajo consiste en caracterizar la composición físico-química de las aguas naturales de la cuenca e identificar los procesos hidroggeoquímicos que controlan la presencia de iones mayoritarios. Las aguas son mayormente dulces y evolucionan desde tipos bicarbonatados cálcicos, sódicos y mixtos (ámbito rocoso) hacia bicarbonatados y sulfatados sódicos (ámbito sedimentario). La composición físico-química está fuertemente condicionada por el dominio litológico y geomorfológico de cada unidad. Los procesos dominantes incluyen meteorización de silicatos y disolución de carbonatos en el bloque serrano, e intercambio catiónico en el valle estructural, con aporte desde las precipitaciones. Los resultados destacan la necesidad de integrar enfoques litológicos, geomorfológicos y geoquímicos para una gestión sustentable del recurso hídrico en regiones de recarga hidrológica.

Palabras clave: Hidroggeoquímica, Geomorfología, Córdoba.

Introducción

La cuenca del río de Los Sauces-La Cruz (523 km²) nace en el faldeo oriental de la Sierra de Comechingones, un sistema montañoso formado por rocas metamórficas (Neoproterozoico-Cámbrico), posteriormente imbricadas por fajas de deformación dúctil e intruídas por granitoides de gran extensión (Martino et al., 2020). A su vez, la cuenca se extiende hacia el Valle de La Cruz, ámbito pedemontano compuesto principalmente por sedimentos cuaternarios de origen aluvial y eólico. En esta región, donde las



poblaciones rurales y urbanas dependen del agua superficial y subterránea para el abastecimiento humano, el desarrollo agrícola-ganadero y el sostén de diversas actividades productivas (industriales, turísticas, etc.), comprender el comportamiento hidrogeoquímico del agua y sus condicionantes (clima, litología, relieve, usos del suelo) resulta fundamental para una gestión integrada y sostenible del recurso hídrico (Blarasin et al., 2014; Dasso et al., 2014). El presente estudio tiene como objetivos caracterizar la composición físico-química de las aguas naturales en la cuenca del río de Los Sauces-La Cruz e identificar los principales procesos hidrogeoquímicos que controlan dicha composición.

Materiales y métodos

Se recopilaron y analizaron antecedentes bibliográficos y cartográficos del área de trabajo. La delimitación de la cuenca se llevó a cabo mediante el procesamiento de cartas topográficas del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y de Modelos Digitales de Elevación (SRTM, resolución espacial 30 x 30 m). Se recolectaron 23 muestras de agua, provenientes del sistema superficial, manantiales en roca y pozos que interceptan medios rocosos, sedimentarios o mixtos. En campo se midieron: conductividad eléctrica (CE), temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD) y potencial redox (ORP), mediante una sonda multiparamétrica Hanna HI 9829. El análisis de elementos mayoritarios se realizó en el Laboratorio de Geoquímica (Dpto. de Geología-UNRC), siguiendo metodologías estandarizadas (APHA, 2005).

Resultados

Caracterización geológica-geomorfológica

La cuenca abarca dos grandes ambientes geomorfológicos:

I) Bloque basculado Sierra de Comechingones: situado al oeste, está estructuralmente controlado por el sistema de Fallas inversas de la Sierra de Comechingones. Se caracteriza por un relieve pronunciado (cotas entre 2.440 y 560 m s.n.m.), constituido por bloques asimétricos que muestran una escarpa de falla orientada al oeste y una superficie estructural suavemente inclinada al este. Está integrado principalmente por rocas del Complejo Metamórfico Comechingones, rocas miloníticas asociadas a la Faja de Cizalla Guacha Corral y granitoides pertenecientes al Batolito Cerro Áspero (Candiani et al., 2016).

II) Valle estructural de La Cruz: se encuentra al este y corresponde a una depresión



estructural longitudinal de orientación N-S, delimitada por la Sierra de Comechingones y la Sierra Chica. Presenta morfologías elevadas y deprimidas según la disposición de los bloques de basamento en profundidad. En esta planicie afloran mantos eólicos de loess masivo, secuencias limo-arenosas y loésicas vinculadas al retransporte fluvial y depósitos areno-gravosos de origen aluvio-coluvial asociados al desarrollo de abanicos pedemontanos (Carignano et al., 2014).

Composición físico-química del agua

Las aguas muestreadas son en su mayoría dulces ($CE < 2.000 \mu S/cm$), aunque presentan variaciones según el sistema hidrológico muestreado (Fig. 1a). Los manantiales serranos poseen las CE más bajas ($17 \mu S/cm$ - $366 \mu S/cm$), seguido por las aguas superficiales ($41 \mu S/cm$ - $707 \mu S/cm$). En los pozos vinculados al acuífero fisurado (PO1, PO2, B4) se midieron $CE < 400 \mu S/cm$, mientras que en los ubicados en valles interserranos (B1, B5 y B6) alcanzan hasta $1.426 \mu S/cm$. En el acuífero libre del Valle estructural de La Cruz se registraron las CE más elevadas (entre $1.134 \mu S/cm$ y $2.184 \mu S/cm$). El pH de las 23 muestras varía entre 5,8 y 8,1 (promedio = 7,3). La mayor variabilidad se observó en las aguas superficiales (entre 6,4 y 7,9). En manantiales y pozos del basamento rocoso, los valores tienden a ser neutros o levemente ácidos (5,8 a 7,2), mientras que en los pozos que involucran al medio sedimentario, predominan condiciones alcalinas (7,4 a 8,1). El potencial redox (ORP) de la mayoría de las muestras se encuentra dentro del rango de condiciones ligeramente oxidantes (+100 mV a +275 mV). En particular, en las muestras A3, A18, M2, B6, B9 y M3 se observaron valores entre +16 mV a +77 mV, que reflejan condiciones muy ligeramente aeróbicas. El oxígeno disuelto (OD) varía entre 1,6 mg/L (M3) y 9,3 mg/L (A24), con predominio de valores por encima de los 5 mg/L.

En el diagrama de Piper (Fig. 1b), la mayoría de las muestras se agrupan en los campos 3 y 4, evidenciando una clara dominancia del anión bicarbonato. Las aguas cálcicas predominan en manantiales, ríos, arroyos y pozos vinculados al macizo rocoso, mientras que, las aguas sódicas, caracterizan la descarga del río principal y el acuífero libre del medio sedimentario, donde además se muestrearon aguas sulfatadas sódicas. Según la clasificación de Custodio (1993), se identificaron los siguientes tipos geoquímicos dominantes: bicarbonatadas sódicas (30,4 %), bicarbonatadas cálcico-sódicas (21,7 %), bicarbonatadas sódico-cálcicas (17,4 %) y bicarbonatadas cálcicas (13 %). Las aguas sulfatadas sódicas representan el 8,7 %, mientras que otros tipos menos frecuentes (bicarbonatada sódica-magnésica y bicarbonatada-sulfatada sódica) conforman el 4,4 %



cada una. La distribución espacial de estos tipos geoquímicos (Fig. 1c) reflejan una progresiva evolución desde el bloque basculado hacia el valle principal.

Procesos hidrogeoquímicos

En el diagrama de Gibbs (1970, Fig. 2a), la mayoría de las aguas se sitúan en el campo intermedio, lo que indica la importancia de la interacción agua-roca en el origen de los iones disueltos. Algunas muestras de cuenca alta se ubican en el campo de las precipitaciones, sugiriendo una señal geoquímica directamente relacionada con el agua de recarga.

El diagrama de Gaillardet et al. (1999) (Fig. 2b) permite identificar algunos de los principales mecanismos de interacción agua-roca presentes en la cuenca. Las muestras asociadas al basamento cristalino de la Sierra de Comechingones se agrupan en el campo de la meteorización de silicatos, siendo el resultado de la hidrólisis de minerales comunes en granitoides, gneises y migmatitas (feldespatos, micas, etc.). A su vez, muestran una marcada tendencia hacia la disolución de carbonatos, que estaría vinculada con la presencia local de mármoles calco-dolomíticos y, en algunos sitios, de carbonato de calcio disperso en suelos o como láminas delgadas de calcretas sobre los afloramientos rocosos. Por otra parte, las aguas muestreadas en el Valle de La Cruz no presentan una tendencia clara, lo que sugiere la participación de procesos hidrogeoquímicos adicionales. El gráfico de la figura 2.c indica que, en el Valle de La Cruz, se produce un enriquecimiento en Na^+ disuelto y una disminución de Ca^{2+} y/o Mg^{2+} debido a su retención en la fase sólida, reflejando intercambio catiónico directo. Este proceso está favorecido por la presencia de sedimentos de granulometría muy fina que otorgan una gran capacidad de intercambio.

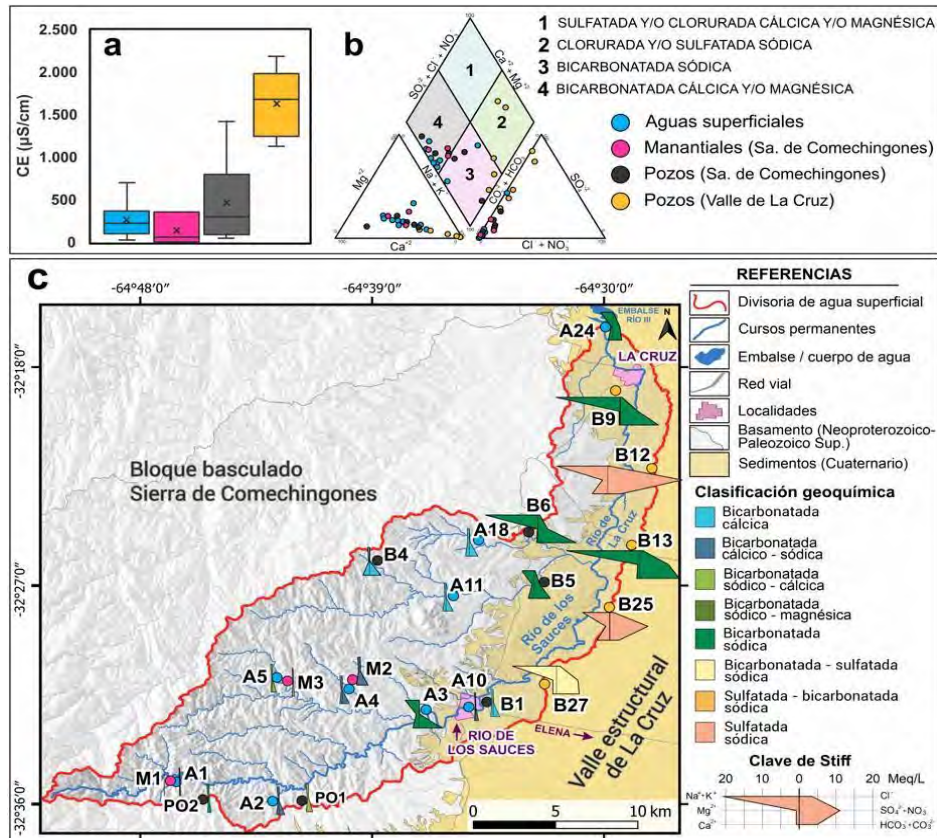
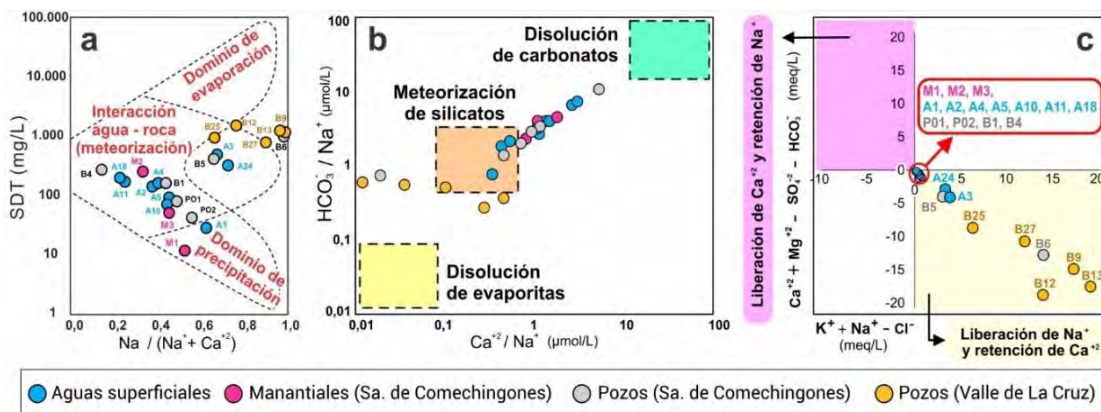


Figura 1. a) Diagramas de caja con las conductividades eléctricas medidas en campo. b) Ploteo de muestras en el Diagrama de Piper. c) Clasificación geoquímica según Custodio (1993) y distribución de diagramas de Stiff.

Finalmente, la presencia de SO_4^{2-} y Cl^{-} en ausencia de evaporitas en la zona, puede atribuirse principalmente al aporte de las precipitaciones, proceso que también incorpora una fracción de HCO_3^{-} y cationes (ej. Ca^{2+}), particularmente a través de aguas de recarga reciente, que luego evolucionan mediante reacciones de disolución, hidrólisis, intercambio y mezcla, dando lugar a los tipos geoquímicos observados en la cuenca.

Figura 2. a) Diagrama de Gibbs. b) Diagrama de Gaillardet y principales procesos de



interacción agua-roca. c) Evaluación del intercambio catiónico mediante relaciones iónicas ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} - \text{SO}_4^{2-} - \text{HCO}_3^{-}$) vs ($\text{K}^{+} + \text{Na}^{+} - \text{Cl}^{-}$).



Conclusiones

El sector serrano, por su altitud y configuración geomorfológica, actúa como zona de recarga preferencial, donde el ingreso de agua al sistema ocurre principalmente a través de las precipitaciones. A partir de allí, el agua se transmite a través de flujos superficiales, subsuperficiales y subterráneos hacia diferentes áreas de descarga, interactuando con el medio e involucrando un gran número de procesos durante su trayecto hidrogeológico. La composición físico-química del agua en la cuenca del río de Los Sauces-La Cruz, como resultado de estas interacciones, refleja un claro contraste entre las grandes unidades geomorfológicas presentes en la zona.

El Bloque basculado Sierra de Comechingones se caracteriza por el predominio de rocas del basamento (granitoides, gneises, migmatitas, mármoles, entre otras), altas pendientes y rápida circulación del flujo. Tanto ríos y arroyos como pozos y manantiales vinculados al medio rocoso exhiben aguas dulces, bicarbonatadas y de composición catiónica cálcica, sódica o mixta. En los sectores serranos más vinculados al piedemonte, caracterizados por amplios valles de fondo plano y relleno cuaternario, se registran aguas de salinidad moderada y composición bicarbonatada cálcica y sódica. En esta unidad, la interacción agua-roca es el principal proceso que controla la composición química del agua, especialmente a través de la meteorización de silicatos, seguida por la disolución de carbonatos. Esta señal geoquímica refleja una evolución ligada a la litología del basamento y al escaso tiempo de residencia del agua en el sistema.

El Valle estructural de La Cruz se caracteriza por un relieve suavemente ondulado con bajos gradientes topográficos e hidráulicos. En esta unidad, el agua circula a través de potentes secuencias sedimentarias, lo que favorece la evolución hacia aguas de mayor salinidad y de composiciones que varían desde bicarbonatadas sódicas a sulfatadas sódicas. Las relaciones iónicas observadas sugieren la ocurrencia de procesos adicionales como el intercambio catiónico, asociados al mayor tiempo de residencia del agua en el acuífero y a su interacción con materiales de granulometría fina (depósitos loésicos y limo-arcillosos).

Los resultados obtenidos muestran la importancia de integrar, en regiones montañosas y de recarga hidrológica, información litológica, geomorfológica y geoquímica como base para comprender el funcionamiento de los sistemas hidrológicos y establecer políticas de gestión sustentable del recurso hídrico.



Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington.

Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. 1° Ed., UNIRIO.

Candiani, J. C., Ulacco, H. & Ojeda, G. (2016). *Hoja Geológica 3366-II Villa de Merlo, provincias de San Luis y Córdoba*. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín 415. Buenos Aires.

Custodio, E. (1993). Hidrogeoquímica e Isotopía ambiental. En Bocanegra, J. & Rapaccini, A. (Eds.). *Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*, (pp. 61-78). Mar del Plata.

Dasso, C. M., Piovano, E. L., Pasquini, A. I., et al. (2014). *Recursos hídricos superficiales*. En: *Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino: Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba* (R.D. Martino, A.B. Guerreschi, Ed). Asociación Geológica Argentina, pp. 1209-1231.

Gaillardet, J., Dupre, B., Louvat, P., et al. (1999). *Global silicate weathering and CO₂ consumption deduced from chemistry of large rivers*. 159, pp. 3-30.

Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, Vol, 170:1088– 1090.

Martino, R. D., Guerreschi, A. B., Carignano, C. A., et. al. (2020). *Mapa Geológico de la Provincia de Córdoba*. Instituto de Geol. y Rec. Minerales, Servicio Geol. Min. Argentino. Serie Publicación N° 176, 82 pp. Bs. As.



CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE LA DESCARGA SUBTERRÁNEA EN AMBIENTES INTERMAREALES DE GOLFOS PATAGÓNICOS

HYDROCHEMICAL CHARACTERIZATION OF GROUNDWATER DISCHARGE IN INTERTIDAL ENVIRONMENTS OF PATAGONIAN GULFS

Alvarez, María P.^{1,2}; Carol, Eleonora^{3,4}; Richiano, Sebastián^{2,5}; Torres, Américo⁶; Bosco, Tomás¹; Bouza, Pablo⁵; Faleschini, Mauricio⁶; Tosi, Luigi⁷; Bergamasco, Alessandro⁸; Zaggia, Luca⁷ y Donnici, Sandra⁷

¹Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ²Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Argentina. ³Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), La Plata, Argentina. ⁴Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, La Plata, Argentina. ⁵Instituto Patagónico de Geología y Paleontología (CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ⁶Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CONICET), Puerto Madryn, Argentina. ⁷Istituto di Geoscienze e Georisorse (CNR), Italia, ⁸Istituto di Scienze Marine (CNR), Italia.

alvarez@conicet-cenpat.gob.ar

Resumen

El estudio analiza la descarga de agua subterránea submarina en planicies intermareales de la costa patagónica, caracterizando su composición geoquímica en cuatro sitios con distintos ambientes (Puerto Lobos, Riacho San José, Puerto Madryn y Cerro Avanzado). Mediante muestreo en pozos someros durante bajamar, se midieron parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad, ²²²Rn) y se analizaron iones mayoritarios. Los resultados indican que, aunque el agua en la planicie intermareal presenta una firma clorurada sódica típica del agua de mar, existen variaciones en salinidad y concentraciones iónicas (Cl⁻, Na⁺), así como en el contenido isotópico (²²²Rn), que evidencian aportes heterogéneos de la descarga de agua subterránea desde los ambientes adyacentes. Estas diferencias se asociarían a la diversidad geomorfológica (marismas, dunas, espigas) o antrópica, y a la hidrodinámica local. El estudio muestra la complejidad de los flujos subterráneos en zonas costeras con macro-mareas y su influencia en la química del agua intermareal.

Palabras clave: Iones mayoritarios, Radón, Agua subterránea, Intermareal.

Introducción

La descarga submarina de agua subterránea (SGD, por sus siglas en inglés) es reconocida como una vía de transporte entre la tierra y el mar y como tal, este flujo puede contribuir a los ciclos biogeoquímicos de las aguas costeras. Estas descargas suelen ser irregulares, difusas, variables en el tiempo y pueden involucrar múltiples acuíferos, por lo tanto, medir



su magnitud y los flujos químicos asociados es una tarea compleja (Burnett et al., 2006). En algunas regiones la SGD ocurre a lo largo del intermareal, facilitando así su identificación y medición durante las bajamareas. Las planicies intermareales bajo condiciones macromareales (amplitudes de marea superiores a 4 m) desarrollan extensas superficies expuestas durante la bajamar (Le Hir et al., 2000). En la costa patagónica argentina a estas planicies pueden asociarse marismas y geoformas tales como espigas, depósitos aluviales, dunas, plataformas de abrasión rocosas o acantilados tal como ocurre en los litorales de Puerto Lobos (Golfo San Matías), Riacho San José (Golfo San José), Puerto Madryn y Cerro Avanzado (Golfo Nuevo) (Fig. 1).

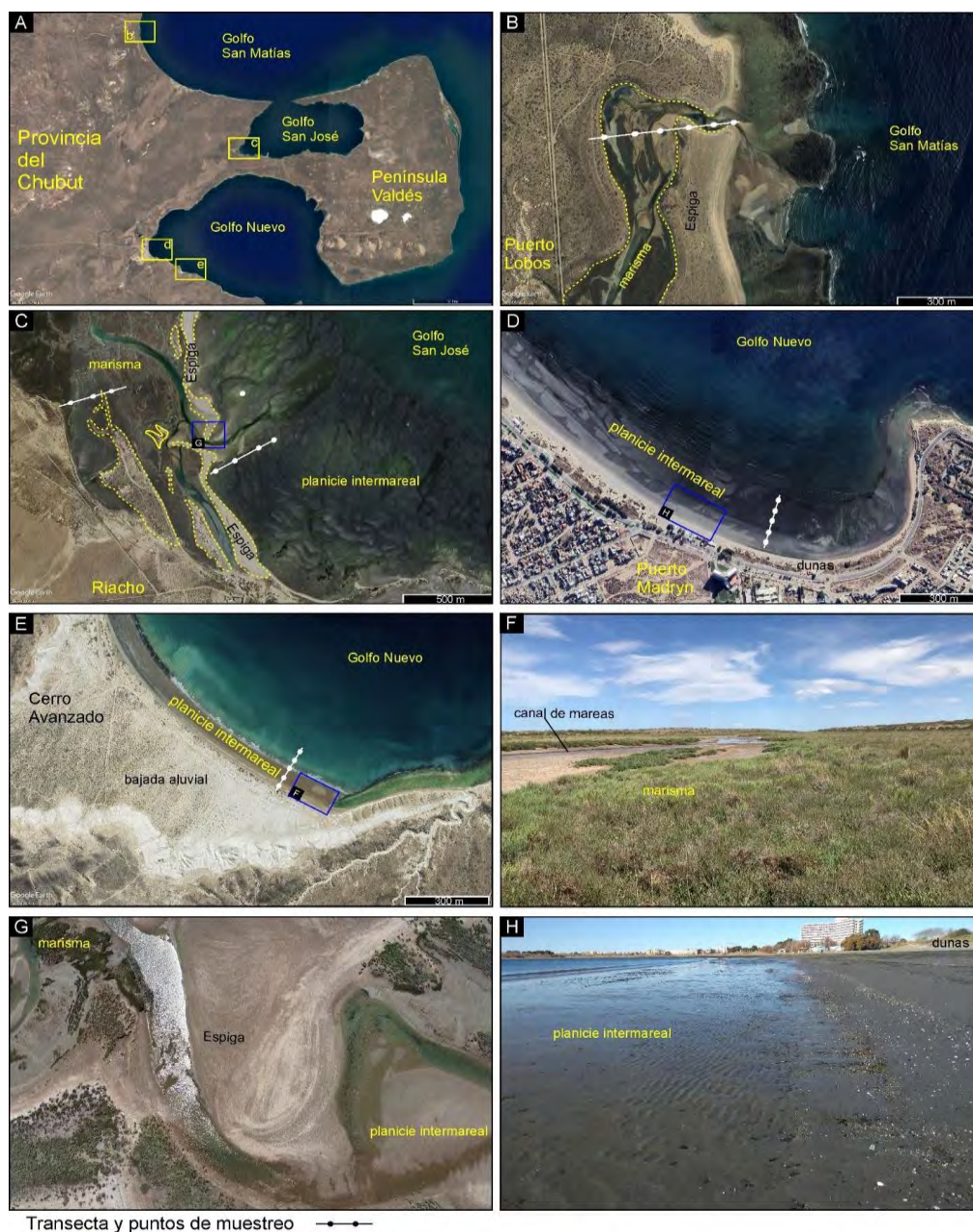


Figura 1. Ubicación de las áreas de estudio indicando las transectas donde se realizaron los muestreos y detalle de cada sitio.



Estos sitios conforman a su vez extensas planicies intermareales que son afectadas por ciclos de mareas semidiurnos, cuyos rangos pueden alcanzar los 8 m. Estas condiciones y la diversidad de ambientes los convierten en sitios particularmente interesantes para el estudio de las variaciones en la descarga subterránea y en las relaciones entre los flujos continentales y marinos.

Objetivo

Identificar y caracterizar geoquímicamente la descarga de agua subterránea en el intermareal, bajo diferentes contextos geomorfológicos costeros de la costa patagónica.

Metodología

Los sitios fueron seleccionados en función de cubrir la mayor diversidad posible de ambientes intermareales (con y sin marismas, con urbanización y prístino, limitados por diferentes geoformas). Sobre los sitios seleccionados se realizó una descripción geológica-geomorfológica a partir de la interpretación de imágenes satelitales y relevamiento de campo. Para cada sitio se definieron, a lo largo del intermareal, transectas sobre las que se llevó a cabo la descripción de sedimentos y el muestreo y medición de parámetros fisicoquímicos del agua. Los muestreos de agua comprendieron pozos someros efectuados manualmente durante la bajamar. In situ se midió pH, y conductividad eléctrica (CE) con un equipo multiparamétrico y la actividad de radón (^{222}Rn) con un detector portátil RAD-7 y su accesorio Big Bottle (DurrIDGE Inc. Co). En laboratorio se determinó el contenido de iones mayoritarios mediante métodos estandarizados (APHA, 1998).

Resultados

En el sector norte de la provincia de Chubut se analizaron cuatro regiones costeras con diferentes características, de norte a sur las mismas comprenden las áreas de Puerto Lobos, Riacho San José, Puerto Madryn y Cerro Avanzado (Fig. 1a). Las dos primeras se caracterizan por la presencia de una marisma separada de la playa moderna por espigas esencialmente areno-gravosa (Fig. 1b y c). Las regiones al sur en cambio, poseen áreas intermareales conectadas al continente por una zona de dunas costeras o por bajadas aluviales (Fig. 1d y e). Las marismas se caracterizan por la presencia de canales de mareas que alternan con barras arenosas, y resalta su vegetación típica (Fig. 1f). Las espigas son rasgos de acumulación (composición areno-gravosa), de orientación aproximadamente paralela a la línea de costa actual, formando una barrera entre la planicie intermareal y la marisma, sólo interrumpida por canales de marea (Fig. 1g). La zona intermareal posee



anchos variables en cada localidad, dependiendo en parte de la pendiente de la playa, pero en general posee una extensión de entre 300 m y 1300 m (Fig. 1h). Las estructuras sedimentarias y la textura de los sedimentos son variables en cada una de las cuatro localidades, aunque predominan fondos arenosos que alternan estratificación planar u ondulas. Cabe aclarar que, el sitio Puerto Madryn es el único donde la zona costera esta urbanizada y donde el riego se realiza con agua /extraída del río Chubut, distante 60 km.

Para todos los sectores muestreados, de las cuatro localidades estudiadas, el agua es de tipo clorurada sódica y presenta un diagrama de facies hidroquímica muy similar. Dentro de los cationes, la secuencia de concentración sería $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$, mientras que en los aniones $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ (Fig. 2a).

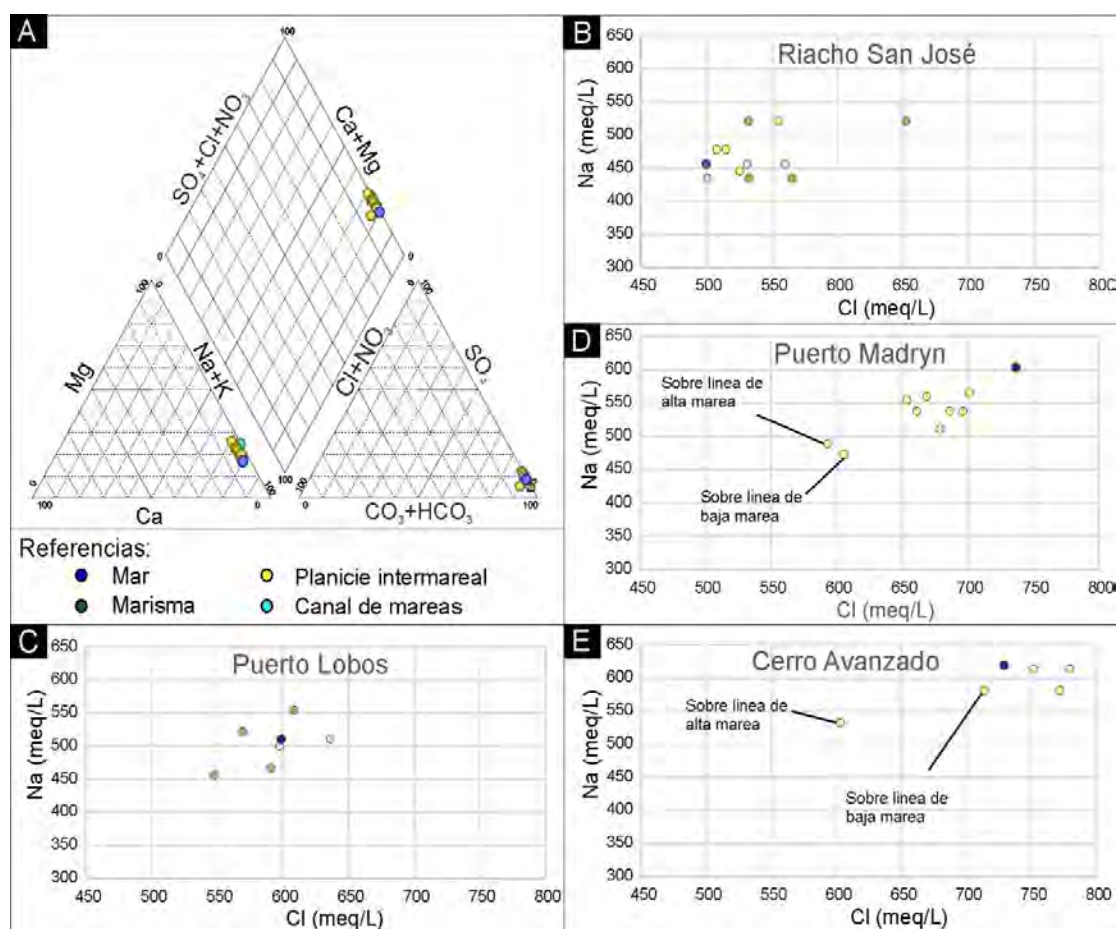


Figura 2. a) Diagrama de clasificación iónica de Piper, b – e) Contenidos de Na^+ y Cl^- de los puntos analizados.

La salinidad del agua de mar varió entre 34,6 mg/L y 46,5 mg/L, en agua subterránea de las marismas entre 35,1 mg/L y 55,7 mg/L, en los canales de marea entre 33,7 mg/L y 40,6 mg/L y en agua subterránea de las planicies intermareales entre 35,4 mg/L y 48,4 mg/L. Las concentraciones de ^{222}Rn en el agua de mar estuvieron entre 15 Bq/m³ y 32 Bq/m³, en las marismas entre 200 Bq/m³ y 7210 Bq/m³ y en las planicies intermareales



entre 301 Bq/m³ y 6801 Bq/m³. El pH en agua de mar y canales de marea estuvo entre 8,1 y 8,6 de las marismas entre 6,7 y 7,8 y de las planicies entre 6,7 y 7,9.

Si bien la clasificación iónica es la misma para todas las muestras analizadas, los contenidos de Cl⁻ y Na⁺ del agua en cada ambiente estudiado respecto de los contenidos del mar en ese sitio, son variables. En Riacho San José el contenido de Cl⁻ en agua de la marisma y de la planicie intermareal, así como en agua de los canales de marea, fueron siempre superiores al agua de mar. Por su parte el Na⁺, en los canales de marea fue similar al del agua de mar, mientras que en la marisma y planicie intermareal fueron variables (Fig. 2b).

Para la localidad de Puerto Lobos, al igual que en Riacho San José, el contenido de Cl⁻ de los canales de marea fue siempre mayor al mar, mientras que el de Na⁺ fue similar. No obstante, a diferencia de ese sitio, el agua subterránea de la marisma en Puerto Lobos presentó en general una concentración de Cl⁻ menor al agua de mar, y la de Na⁺ fue variable (Fig. 2c).

En la transecta realizada a lo largo de la planicie intermareal de Puerto Madryn, el agua subterránea presentó menores contenidos de Na⁺ y Cl⁻ respecto del agua de mar, observándose que el punto más distal y el más proximal, respecto a la línea de baja marea, presentaron el menor contenido de ambos iones (Fig. 2d).

Finalmente, en Cerro Avanzado el contenido de Cl⁻ fue menor al agua de mar en los pozos ubicados en los extremos de la transecta, es decir, en el pozo más cercano y en el pozo más lejano del mar. El contenido de Na⁺, fue siempre menor en el agua subterránea del intermareal (Fig. 2e).

Conclusiones

Se concluye que, si bien en los ambientes intermareales estudiados el agua subterránea somera presenta una clara señal hidroquímica de tipo clorurada sódica asociada al flujo mareal, es posible reconocer el aporte de la descarga de agua subterránea desde los ambientes adyacentes a partir de la señal isotópica de radón. Reconociéndose sectores donde el agua subterránea en la planicie intermareal es menos salina que el agua del mar y otros donde es más salina. Un ejemplo del primer caso es Puerto Madryn, donde la descarga de agua menos salina provendría del sector de dunas y zona urbanizada, donde la actividad de riego aumenta la recarga con agua de menor salinidad. Un ejemplo del segundo caso es Riacho San José donde la descarga proveniente del sector de marisma es



más salina, como resultado de procesos de precipitación y disolución de sales. La variabilidad de los datos obtenidos entre ambientes y dentro de cada uno, indica que el flujo de descarga a través de los poros de los sedimentos arenosos de la planicie intermareal no es homogéneo. Por un lado, esto se debería a la variabilidad geomorfológica de los ambientes lindantes de cada área estudiada, así como también a variaciones propias en los sedimentos que se reflejan en la hidrodinámica de cada zona intermareal.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, APHA; Washington, D.C., USA.

Burnett, W. C., Aggarwal, P. K., Aureli, A., et al. (2006). Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of The Total Environment*, 367(2-3), 498-543.

Le Hir, P., Roberts, W., Cazaillet, O., et al. (2000). Characterization of intertidal flat hydrodynamics. *Continental shelf Research* 20 (12-13), 1433-1459.



ESTIMACIÓN DE LA RELACIÓN AGUA SUPERFICIAL – SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHUBUT MEDIANTE EL USO DE ^{222}Rn

QUANTIFICATION OF THE SURFACE WATER – GROUNDWATER RELATIONSHIP IN THE RÍO CHUBUT LOWER BASIN USING ^{222}Rn

Torres, Américo¹; Campodonico, Verena²; Fazio, Ana¹; Polifroni, Rosana³; Nievas El Makte, Marina^{1,4}; Faleschini, Mauricio¹

¹Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CONICET CENPAT), Puerto Madryn, Argentina.

²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET), Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. ³Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CONICET), Tandil, Buenos Aires, Argentina. ⁴Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Chubut - Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CONICET CENPAT), Argentina.

americo@cenpat-conicet.gob.ar

Resumen

Con el objetivo de evaluar la relación agua superficial-subterránea en la cuenca baja del Río Chubut, se realizaron mediciones de radón (^{222}Rn) in situ, a distintas profundidades en ambos márgenes del río y en el centro, y además, en seis muestras de agua subterránea de pozo. La concentración de ^{222}Rn fue determinada en cuatro ciclos de 20 minutos cada uno, usado el sistema RAD-AQUA (para agua de río) y Big-Bottle (para agua subterránea), conectados a un detector RAD7. Un modelo de balance de masas fue aplicado para identificar tramos efluentes (aporte de agua subterránea al río) e influentes (recarga desde el río a la capa freática) del río y cuantificar la magnitud. En dos tramos muestreados el río se comporta como efluente (recibiendo agua subterránea entre 226 y 589 L/s), y otro tramo es influente (recargando la freática con 123 L/s). Se discuten las concentraciones de nutrientes.

Palabras clave: Trazador ambiental, Interacción agua superficial-subterránea, Balance de masas, Patagonia.

Introducción

El Río Chubut (RCh) cruza la provincia homónima en dirección oeste-este para descargar sus aguas en la Bahía Engaño (Océano Atlántico). En su cuenca baja, conocida como Valle Inferior del Río Chubut (VIRCh), se realizan actividades agrícolas y ganaderas en modo intensivo, en las que se utilizan fertilizantes y agroquímicos. En los márgenes del RCh, se encuentran varios asentamientos urbanos, los cuales, vierten aguas residuales domésticas/industriales. A la vez, se realizan captaciones de agua -en cinco plantas- para su potabilización, distribución y consumo, abasteciendo incluso a ciudades alejadas



(Puerto Madryn 60 km, y Puerto Pirámides 160 km). En las últimas décadas, se han reconocido a las descargas de aguas subterráneas (DAS) como una importante fuente de nutrientes, elementos traza, carbono, gases disueltos, etc., en las zonas costeras (Moore, 1999; Swarzenski et al., 2006). Aunque no tan obvias como las contribuciones riberenas superficiales, las cuales descargan alrededor de $36 \times 10^{12} \text{ m}^3/\text{año}$ al océano a nivel mundial, los flujos de las DAS son entre 3-4 veces mayores (Milliman y Farnsworth 2011; Kwon et al., 2014). Claramente, estas contribuciones de nutrientes -como nitrógeno y fósforo- pueden afectar los ciclos biogeoquímicos en los cuerpos receptores, el desarrollo de la cadena trófica, y favorecer la eutrofización (Godoy et al., 2013). Las DAS representan un proceso hidrológico complejo, el cual, no siempre es evidente y puede darse a lo largo de la costa marina, tanto a pocos metros desde la costa, como a varios kilómetros mar adentro, o incluso en el cauce de un río, dependiendo de las características hidrogeológicas del sitio (Kroeger y Charette 2008; Bratton 2010). Diversos trazadores geoquímicos e isotópicos son utilizados para estudiar las relaciones agua superficial-subterránea, entre ellos, el radón (^{222}Rn) es ampliamente utilizado. Esto se debe a que es un gas inerte de naturaleza no reactivo, conservativo, de corta vida media (3,82 días), y que está presente en agua subterránea en concentraciones hasta tres órdenes de magnitud superior respecto al agua superficial (Burnett et al., 2010; Peterson et al., 2010). Estudios recientes, han encontrado altas concentraciones de ^{222}Rn y otros radioisótopos en la zona costera de Patagonia y particularmente en el estuario del RCh, sugiriendo una presencia relevante de las DAS (Torres et al., 2021). Sin embargo, no se conoce la interacción agua superficial-subterránea en el lecho del RCh. En este estudio se estimó y cuantificó (utilizando ^{222}Rn como trazador y mediante un modelo de balance de masas), la relación agua superficial-subterránea en el VIRCh a fines de la estación húmeda. Dado que las descargas de agua subterránea tienen asociadas elevadas concentraciones de nutrientes, se pretende estimar, además, su aporte al RCh, que luego alcanzan la zona marina costera de la Bahía Engaño, favoreciendo el desarrollo de los productores primarios.

Materiales y Métodos,

En cuatro sitios del VIRCh (Fig. 1), se determinó *in situ* la actividad de ^{222}Rn en la proximidad del fondo del cauce, en ambas márgenes (izquierda y derecha) y centro utilizando el sistema RAD-AQUA conectado a un detector automático RAD7 (DurrIDGE Inc. Co.). Además, se midieron *in situ* parámetros físico-químicos como temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y potencial redox. Una



muestra de agua de cada sitio fue conservada (a 4 °C y protegida de la luz solar) y llevada al laboratorio para la determinación de las concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos (amonio- NH_4^+ , nitrato+nitrato- $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, fosfato- PO_4^{3-} , ácido silícico- $\text{Si}(\text{OH})_4$), usando un auto-analizador (Skalar 2005 a,b,c). La concentración de NH_4^+ se determinó aplicando la técnica colorimétrica descrita por Strickland y Parsons (1972). Además, cuatro muestras de agua subterránea fueron tomadas desde pozos permanentes a las que se les realizaron las determinaciones físicas y químicas mencionadas. En este caso, la actividad de ^{222}Rn se determinó con el equipo RAD-7 utilizando el complemento Big-Bottle. Para todas las determinaciones de ^{222}Rn se realizaron las correspondientes correcciones por temperatura y humedad. Los muestreos se realizaron a finales de la estación húmeda (entre noviembre y diciembre de 2023). La advección de agua subterránea al RCh se determinó aplicando un modelo de balance de masas (Hamada 1999), para el cual, se tomó como punto de inicio el primer sitio muestreado (Pte.-C). Se consideró como *end-member* la concentración promedio de ^{222}Rn en agua subterránea.



Figura 1. Área de estudio en el Valle Inferior del Río Chubut. Ubicación de los sitios donde se realizaron los perfiles de ^{222}Rn (barras verdes) y de los pozos (P) permanentes donde se tomaron muestras de agua subterránea (círculos azules). Pte.-C: Puente Colgante; Pte.-G: Puente Gaiman, Pte.-H: Puente Hendre, Pte.-W: Puente Williams.

Resultados

Las concentraciones de ^{222}Rn y los parámetros físico-químicos determinados en los perfiles transversales (centro y márgenes) de los cuatro sitios muestreados, se presentan en la Tabla 1. Las aguas superficiales del RCh son neutras a ligeramente alcalinas (pH promedio: 7,47) y dulces (STD < 1000 mg/L). Es posible observar una tendencia general de aumento en los valores de CE aguas abajo hacia la desembocadura, incrementándose desde ~170 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Pte.-C hasta ~225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Pte.-W. Los valores de Eh indican condiciones oxidantes, con un valor promedio de 350 mV para el tramo inferior del RCh.



El agua subterránea presentó mayores valores de CE (rango: 639-2.577 $\mu\text{S}/\text{cm}$), y menores niveles de oxígeno disuelto (6,07-6,60 mg/L) asociados a valores más bajos de Eh (311-326 mV) respecto al agua de río. Las concentraciones de ^{222}Rn medidas en agua de río del VIRCh están comprendidas entre 32 y 162 Bq/m³ (Tabla 1), mientras que el agua subterránea presenta concentraciones de dos a tres órdenes de magnitud mayores (rango: 8.901-15.848 Bq/m³). Con un modelo de balance de masas se cuantificó el aporte de agua subterránea al RCh (Fig. 2). En general, es posible observar un comportamiento hidrológico opuesto entre el centro y las márgenes de cada perfil. Así, por ejemplo, en la sección Pte.-H el río tiene un carácter efluente (ganador) en el centro e influente (perdedor) en las márgenes. Teniendo en cuenta la relación agua superficial–subterránea de las márgenes y centro de cada sección, se observa que el río tiene un comportamiento efluente en Pte.-G (i.e., recibe más aporte de agua subterránea del que pierde), e influente en Pte.-H, para volver a ser efluente aguas abajo en Pte.-W, donde recibe el mayor aporte de agua subterránea. Sin embargo, las magnitudes de la interacción agua superficial–subterránea resultan bajas para la época estudiada, siendo menores al 1 % del caudal total del RCh.

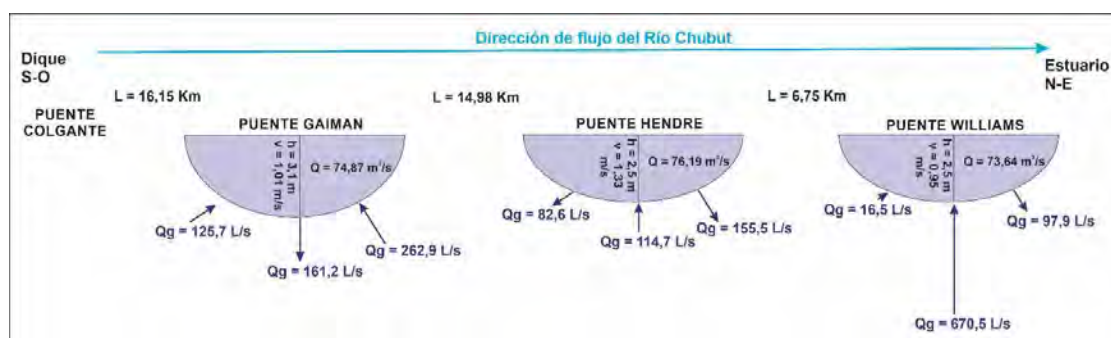


Figura 2. Relación agua superficial - subterránea en los sitios muestreados del Río Chubut. El tamaño y dirección de la flecha indica la magnitud y sentido del flujo. V: velocidad, h: profundidad, Q: caudal, Qg: caudal de agua subterránea, L: distancia entre sitios de muestreo.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos y concentración de ^{222}Rn medidas en los perfiles del río Chubut. C.E.: conductividad eléctrica; S.T.D.: sólidos totales disueltos; O.D.: oxígeno disuelto; Eh: potencial oxido-reducción

Perfil	Temp. (°C)	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	S.T.D. (g/L)	O.D. (mg/L)	pH	Eh (mV)	^{222}Rn (Bq/m ³)	2-Sigma Uncert. (Bq/m ³)
Puente Colgante - Pte.-C								
Izquierda-Fondo	14,60	169	0,137	10,75	7,38	347	48,2	8,2
Centro-Fondo	15,99	178	0,140	10,14	7,52	342	68,7	17,5
Derecha-Fondo	14,01	165	0,136	10,53	7,40	350	31,7	8,7



Puente Gaiman - Pte.-G								
Izquierda-Fondo	13,87	209	0,172	6,47	7,35	359	63,3	16,0
Centro-Fondo	13,85	209	0,173	7,33	7,50	351	37,8	2,0
Derecha-Fondo	15,04	212	0,170	9,18	7,56	358	71,7	10,0
Puente Hendre - Pte.-H								
Izquierda-Fondo	11,13	195	0,172	14,62	7,58	356	52,8	9,7
Centro-Fondo	12,95	203	0,172	7,79	7,53	366	54,5	27,9
Derecha-Fondo	11,74	195	0,169	8,08	7,57	364	46,7	20,5
Puente Williams - Pte.-W								
Izquierda-Fondo	17,06	224	0,172	7,88	7,56	327	57,2	16,2
Centro-Fondo	18,37	227	0,169	8,97	7,24	345	161,7	42,5
Derecha-Fondo	17,20	225	0,172	7,25	7,56	336	32,8	11,2
Agua Subterránea								
P1	20,39	653	0,446	6,07	7,26	311	8.901,8	555,1
P2	17,38	639	0,486	6,07	7,33	325	12.485,8	533,4
P3	15,31	792	0,632	6,41	7,56	326	9.090,2	583,5
P4	15,10	2577	2,066	6,60	7,55	314	15.848,2	761,8

Las concentraciones de nutrientes medidas en los perfiles se encuentran según el siguiente orden relativo de abundancia: $\text{Si}(\text{OH})_4 \gg \text{PO}_4^{3-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$. Las concentraciones de $\text{Si}(\text{OH})_4$ variaron entre 125 y 244 μM , y las de PO_4^{3-} entre 0,54 y 1,27 μM . Las de NH_4^+ fueron bajas y variaron entre 0,005 y 0,438 μM . Finalmente, las concentraciones de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ fueron las más bajas y variaron desde no detectables hasta 0,038 μM . La mayor concentración de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ se registró en el centro de la sección Pte.-W, posiblemente asociada al mayor ingreso de agua subterránea, mientras que la mayor concentración de NH_4^+ se registró en el centro de la sección Pte.-H, donde el río también es de carácter efluente. Las concentraciones de PO_4^{3-} fueron mayores en las muestras de la sección Pte.-G. Finalmente, las concentraciones de $\text{Si}(\text{OH})_4$ fueron similares en todos los perfiles, variando entre 125 y 244 μM .

Conclusiones

Mediante el uso del trazador isotópico ^{222}Rn y la aplicación de un modelo de balance de masas se pudo determinar que, al final de la estación húmeda, en la cuenca baja del RCh cambia la dinámica hidrológica por tramos. Así, en Pte.-G y Pte.-W el río tiene un carácter



efluente, mientras que en Pte.-H es influente. Las magnitudes de la interacción agua superficial–subterránea resultaron menores al 1 % del caudal total del RCh en las tres secciones analizadas. Estos caudales asociados a las concentraciones de nutrientes disueltos hacen referencia a la dinámica que posee el lecho del RCh. Para una mejor interpretación, se debe tener en cuenta la compleja y extensa red de canales (principales, secundarios, comuneros) que están presentes en la zona del VIRCh, los cuales, se habilitan durante los meses de primavera y verano de cada año. Esto genera una modificación de la dinámica hidrológica del sistema dado que los canales ingresan agua para riego a las chacras, y luego, el excedente de agua no utilizado, regresa nuevamente al cauce principal del río con arrastre de material y contaminantes. Este estudio presenta información acerca de las relaciones agua superficial–subterránea en la cuenca baja del RCh. Estudios futuros estarán orientados a analizar la interacción entre ambos reservorios en la estación seca.

Referencias bibliográficas

- Burnett, W. C., Peterson, R. N., Santos, I. R., et al. (2010). Use of automated radon measurements for rapid assessment of groundwater flow into Florida streams. *Journal of Hydrology*, 380, 298–304.
- Bratton, J. F. (2010). The Three Scales of Submarine Groundwater Flow and Discharge across Passive Continental Margins. *The Journal of Geology*, 118(5), 565-575.
- Godoy, J. M., Souza, T. A., Godoy, M. L. D. P., et al. (2013). Groundwater and surface water quality in a coastal bay with negligible fresh groundwater discharge: Arraial do Cabo, Brazil. *Marine Chemistry*, 156, 85–97.
- Hamada, H. (1999). Analysis of the interaction between surface water and groundwater using radon-222. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 33, 261-265.
- Kroeger, K. D. & Charette, M. A. (2008). Submarine groundwater discharge: nitrogen biogeochemistry of the discharge zone. *Limnology and Oceanography*, 53, 1025–1039.
- Kwon, E. Y., Kim, G., Primeau, F., et al. (2014). Global estimate of submarine groundwater discharge based on an observationally constrained radium isotope model. *Geophysical Research Letters*, 41, 8438–8444.
- Milliman, J. & Farnsworth, K. (2011). *River discharge to the coastal ocean. A global synthesis*. Cambridge University, Cambridge.



- Moore, W. S. (1999). The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water. *Marine Chemistry*, 65, 111–125.
- Peterson, R. N., Santos, I. R. & Burnett, W. C. (2010). Evaluating groundwater discharge to tidal rivers based on a Rn-222 time-series approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86, 165-178.
- Skalar, Analytical® V.B. (2005a). *Skalar Methods - Analysis: Nitrate + Nitrite - Catnr.* 461-031 +DIAMOND Issue 081505/MH/99235956. Breda, The Netherlands.
- Skalar, Analytical® V.B. (2005b). *Skalar Methods - Analysis: Phosphate - Catnr.* 503-010w/r+DIAMOND Issue 081505/MH/99235956. Breda, The Netherlands.
- Skalar, Analytical® V.B. (2005c). *Skalar Methods - Analysis: Silicate -Catnr.* 563-051 + DIAMOND Issue 081505/MH/99235956. Breda, The Netherlands.
- Strickland, J. D. & Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of the seawater analysis*. 2nd edn., Ottawa.
- Swarzenski, P. W., Burnett, W. C., Greenwood, W. J., et al. (2006). Combined time-series resistivity and geochemical tracer techniques to examine submarine groundwater discharge at Dor Beach, Israel. *Geophysical Research Letters*, 33(24):L24405.
- Torres, A. I., Niencheski, L. F., Campodonico, V., et al. (2021). Hydrochemical insight and groundwater supply: A case study of patagonia's Chubut River. En Häder, D. P, Helbling, W. & Villafañe, V. (Eds.) *Anthropogenic pollution of Aquatic Ecosystems*, (pp. 205-228), Springer, Switzerland.



RELACIÓN ENTRE LA GEOLOGÍA LOCAL Y LA COMPOSICIÓN HIDROQUÍMICA DE MANANTIALES EN LOS ANDES CENTRALES

RELATIONSHIP BETWEEN LOCAL GEOLOGY AND THE HYDROCHEMICAL COMPOSITION OF SPRINGS IN THE CENTRAL ANDES

Calvi, Carolina¹; Carol, Eleonora²; Fennell, Lucas¹; Morel, Luciano¹

^{1,3,4}Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (CONICET-UBA), CABA, Argentina.

²Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), La Plata, Argentina.

calvi.ingeis@gmail.com

Resumen

En la región árida y semiárida cordillerana de Mendoza, los manantiales constituyen una fuente esencial de agua para ecosistemas y comunidades locales. Durante su circulación subterránea, el agua interactúa con las rocas del subsuelo, proceso que modifica y determina sus características químicas. Este estudio busca evaluar la relación entre la geología local y la química de los manantiales en el área de Navarro. Se realizó un relevamiento geológico y se recolectaron 10 muestras de agua, midiéndose in situ sus parámetros fisicoquímicos, y en laboratorio los iones mayoritarios. Se analizaron los parámetros de conductividad y pH mediante estadística descriptiva y se clasificaron sus facies químicas con los iones mayoritarios. El Sector A mostró facies sulfatadas cálcico-magnésicas con alta conductividad, asociadas a la disolución de yeso y anhidrita. En contraste, el Sector B presentó aguas bicarbonatadas magnésica cálcica de baja mineralización, relacionadas con la circulación en materiales volcánicos y carbonáticos. Estos resultados evidencian que la interacción agua-roca, mediada por la heterogeneidad litológica, controla la firma química del agua. Este estudio aporta datos clave para entender y conservar sistemas hidrogeoquímicos de alta montaña, poco explorados por su difícil acceso.

Palabras clave: Manantiales, Hidroquímica, Litologías, Contacto agua-roca.

Introducción

En regiones áridas y semiáridas, como el sector cordillerano de Mendoza, los manantiales representan una fuente esencial de agua tanto para los ecosistemas de altura como para el abastecimiento de las comunidades locales (Aranibar et al., 2021; Villalba y Viale, 2020). En estos ambientes de alta montaña, el origen de los manantiales está estrechamente vinculado al proceso de infiltración de aguas meteóricas, las cuales circulan por el subsuelo a través de unidades litológicas. Cuando este flujo subterráneo intercepta la



topografía ocurre la descarga de agua subterránea en forma de manantiales la cual está frecuentemente controlada por estructuras geológicas como fallas, fracturas o contactos entre formaciones (Chafarte et al., 1998; Andreo et al., 2008). En consecuencia, la dinámica hidrogeológica de estos sistemas refleja la interacción compleja entre la geología local, la topografía y el régimen climático, condicionando tanto la disponibilidad como la calidad del recurso hídrico. Así, la composición química del agua subterránea constituye una señal integrada de los procesos dominantes en el sistema, tales como la interacción agua-roca, el tiempo de residencia y la influencia de aportes superficiales o profundos (Appelo y Postma, 2005).

El área de estudio, ubicada en la quebrada de Navarro, próxima al río Cuevas, se localiza al norte del departamento de Luján de Cuyo, límite con el departamento de Las Heras, dentro de la provincia geológica de la Cordillera Principal. Esta región se caracteriza por una geología compleja, conformada por unidades volcánicas, sedimentarias clásticas y evaporíticas de edad mesozoica y cenozoica, atravesadas por sistemas de fallas (Ramos et al., 1990; Fennell et al., 2023). En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo analizar la relación entre la geología local y las variaciones espaciales en las facies hidroquímicas de los manantiales de la región, con el fin de identificar los factores que controlan la distribución y concentración de los iones mayoritarios en el agua subterránea. Este estudio aporta información fundamental para comprender la dinámica hidrogeoquímica en ambientes de alta montaña, sistemas vulnerables poco explorados debido a la inaccesibilidad del terreno, contribuyendo así a la generación de datos esenciales para su análisis y conservación.

Materiales y Métodos

Durante la campaña de muestreo realizada en diciembre de 2023, se llevó a cabo un relevamiento geológico e hidrogeológico en el área de la quebrada de Navarro entre las coordenadas 32° 48' y 32° 50' latitud S; 70° 02' y 70° 00' longitud O, en donde se muestrearon 10 manantiales (Fig. 1). De estas muestras, cinco corresponden a manantiales a lo largo del valle fluvial del arroyo Navarro, próxima a la confluencia con el río Cuevas (Zona A, Fig. 1), mientras que las cinco restantes corresponden a manantiales ubicados en una zona más distal (Zona B, Fig. 1). Durante el muestreo se midió *in situ* la conductividad eléctrica y pH del agua con un equipo de campo. En las muestras extraídas se determinaron en laboratorio las concentraciones de cationes y aniones mayoritarios, siguiendo la metodología estándar recomendada por APHA (1998).



Finalmente, se realizó un análisis estadístico descriptivo de los parámetros fisicoquímicos medidos y, posteriormente, se representaron los datos hidroquímicos mediante el diagrama de Piper (Piper, 1944), lo que facilitó la identificación de las facies químicas predominantes en los manantiales estudiados.

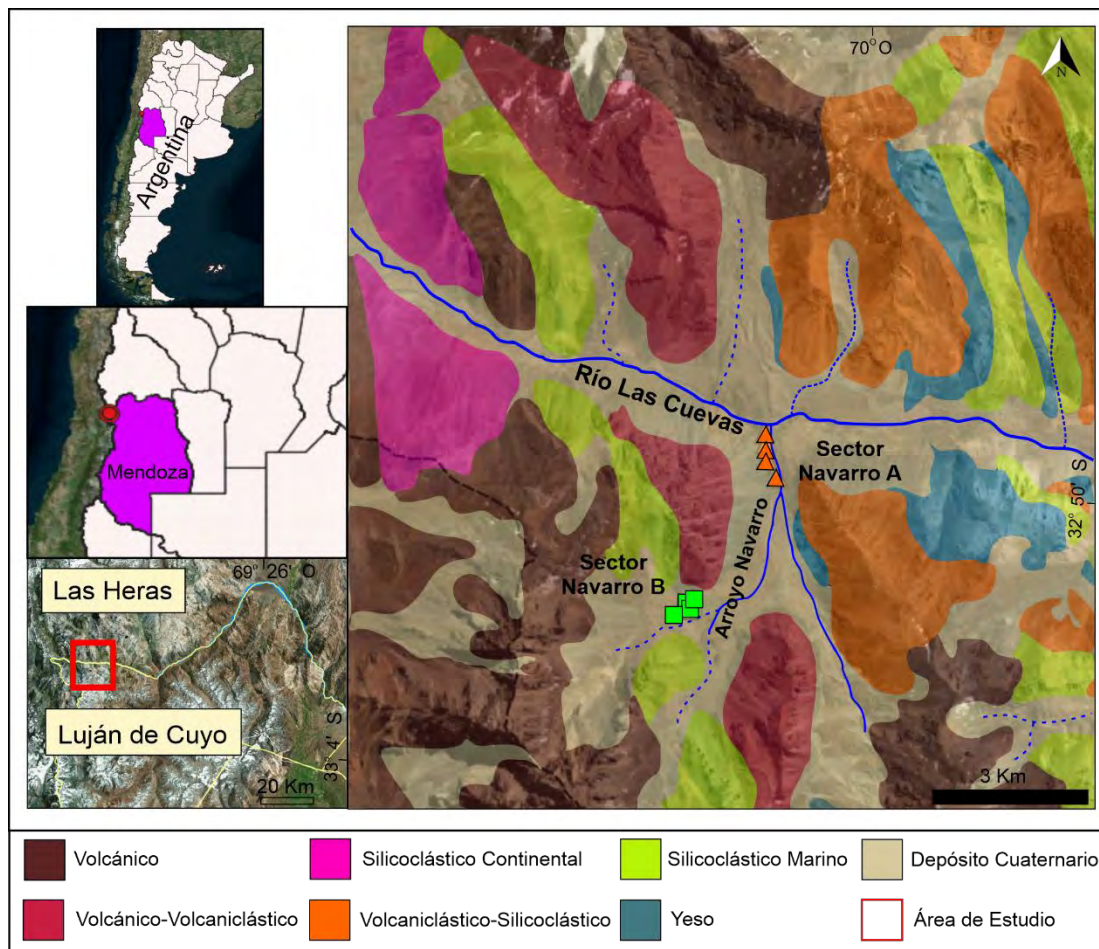


Figura. 1. Ubicación y geología del área de estudio (Fennell et al., 2023).

Resultados

Desde el punto de vista geológico, el área de estudio presenta una composición litológica compleja y heterogénea (Fig. 1). Se identificaron afloramientos de yeso correspondientes a la Formación Auquilco, que se encuentran cubiertos por materiales volcánicos y volcanoclásticos de la Formación Río Damas. Además, afloran rocas silicoclásticas marinas de tipo lutítico, arenoso y carbonático.

En el área de Navarro, los manantiales en el Sector A presentaron conductividades eléctricas, con un rango de 704 a 898 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\bar{x} = 754,2$; $\sigma = 89,5$). El pH registrado en este sector fue ligeramente alcalino, con valores entre 8,2 y 8,3 ($\bar{x} = 8,24$; $\sigma = 0,05$). Por el contrario, en el Sector B los manantiales registraron conductividades eléctricas entre



131 y 163 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\bar{x} = 138,6$; $\sigma = 13,7$), y un pH levemente alcalino entre 8,0 y 8,1 ($\bar{x} = 8,02$; $\sigma = 0,04$). Por otro lado, el diagrama de Piper (Fig. 2) distingue claramente la composición iónica de los manantiales en ambos sectores. Las aguas del Sector A son predominantemente sulfatadas cálcica (Ca-SO_4), mientras que las del Sector B se clasifican como bicarbonatadas magnesianas a cálcicas (Mg-Ca-HCO_3).

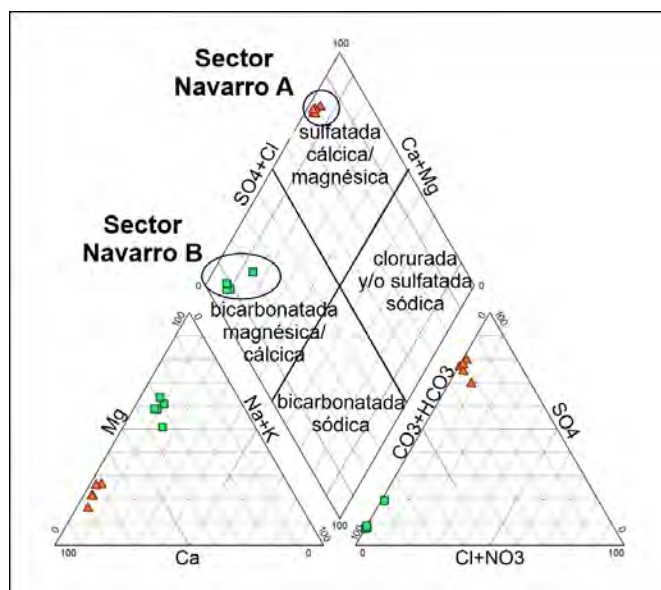


Figura 2. Clasificación hidroquímica de manantiales de los sectores muestrados mediante el diagrama de Piper.

Esta diferenciación hidroquímica está vinculada directamente al contexto geológico local. En el Sector A, los manantiales descargan en depósitos cuaternarios del valle del arroyo Navarro, y el agua subterránea circula a través de litologías yesíferas. La alta solubilidad de los minerales de yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y anhidrita (CaSO_4), ocasiona su dilución cuando el agua circula por estas formaciones enriqueciéndose el agua en sulfato y calcio, elevando su conductividad eléctrica y otorgándole una señal hidroquímica sulfatada cálcica (Edmunds et al., 2003). En el Sector B, la circulación del agua subterránea se produce principalmente en materiales volcánicos, volcanoclásticos, siliciclásticos y carbonáticos, favoreciendo un agua bicarbonatada magnésica-cálcica con mineralización más moderada, conforme a la presencia de fases minerales menos solubles (Appelo y Postma, 2005).

En conjunto, estos resultados demuestran que la composición litológica y los procesos de interacción agua - roca controlan de forma decisiva la geoquímica de los manantiales en la quebrada de Navarro. La interacción agua-roca se configura como el proceso clave que explica las diferencias composicionales entre los sectores, destacando la importancia de integrar el contexto geológico para interpretar la calidad y origen de las aguas



subterráneas en ambientes montañosos, donde la heterogeneidad litológica incide directamente en la hidrogeoquímica local. Asimismo, la variación espacial en la señal hidroquímica entre los sectores de manantiales estudiados y la asociación directa de dicha señal a las rocas que afloran en las zonas de descarga y áreas adyacentes, estaría indicando la presencia de flujo subterráneos locales de escaso tiempo de tránsito.

Conclusiones

El análisis integrado de la geología y la hidroquímica en el área de la quebrada de Navarro demuestra que la composición litológica del subsuelo controla de manera decisiva la calidad química de los manantiales. Las diferencias observadas entre los sectores A y B en términos de conductividad eléctrica, tipo de facies hidroquímicas y grado de mineralización reflejan trayectorias de flujo subterráneo locales en donde el agua interacciona con la roca por la que circula adquiriendo iones en función de la solubilidad de los minerales que la componen.

En el Sector A, la circulación del agua a través de formaciones yesíferas favorece la disolución de minerales evaporíticos, principalmente yeso y anhidrita, lo que se traduce en aguas sulfatadas cálcicas y elevada conductividad eléctrica. En cambio, en el Sector B, el flujo subterráneo en contacto con materiales volcánicos, volcanoclásticos y carbonáticos genera aguas bicarbonatadas magnésicas a cálcicas con baja mineralización.

Estos resultados resaltan la importancia de considerar el marco geológico al evaluar la calidad del agua subterránea, especialmente en ambientes montañosos con fuerte heterogeneidad litológica, donde la interacción agua-roca emerge como un control clave en la firma química del agua.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.)*. Washington, D.C.

Andreo, B., Carrasco, F., Jiménez, P., et al. (2008). Karst hydrology and mapping of groundwater vulnerability in carbonate aquifers. En Clark, I. D. & Fritz, P. (Eds.), *Groundwater Hydrology of Springs: Engineering, Theory, Management, and Sustainability* (pp. 115–144). Elsevier.

Appelo, C. A. J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution (2nd ed.)*, A. A. Balkema, Leiden.



Aranibar, J. N., Villalba, R. & Bravo, S. P. (2021). Water sources and climate influences on mountain ecosystems of the Central Andes. *Hydrological Processes*, <https://doi.org/10.1002/hyp.14077>.

Chaffaut, I., Araguás-Araguás, L., Stievenard, M., et al. (1998). Deuterium and oxygen-18 in precipitation: Modeling of the isotopic content in the western Mediterranean area. *Journal of Hydrology*, 210(1–4), 138–152.

Edmunds, W. M., Gaye, C. B. & Mbonimpa, M. (2003). Hydrogeochemical processes and water quality in the Sahelian zone of West Africa. *Hydrogeology Journal*, 11(1), 124–136.

Fennell, L. M., Martos, F. E., Peluffo, N. A., et al. (2023). The classical Cuevas River section revisited: An update to the style and timing of deformation of the Aconcagua region based on new geological, structural and geochronological data (32°50'S). *Frontiers in Earth Science*, 11, 1219351.

Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions, American Geophysical Union*, 25(6), 914–923.

Ramos, V., Rivano, S., Aguirre-Urreta, M., et al. (1990). El Mesozoico del cordón del límite entre Portezuelo, Navarro y Monos de Agua (Chile-Argentina). *Actas XI Congreso Geológico Argentino*, Universidad Nacional de San Juan, San Juan, Argentina.

Villalba, R. & Viale, M. (2020). Climate change and water resources in the arid Central Andes: Recent trends and future projections. En Viale, M., Villalba, R. & Alarcón, P. (Eds.), *Climate and Hydrology of Mountain Areas in the South American Andes* (pp. 45–63). Springer.



VARIABILIDAD CLIMÁTICA E HIDROQUÍMICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA DEL ARROYO JUAN BLANCO, BUENOS AIRES.

CLIMATIC VARIABILITY AND GROUNDWATER HYDROCHEMISTRY IN THE JUAN BLANCO CATCHMENT, BUENOS AIRES

Leal, María Paula¹; Di Lello, Claudia^{1,2}; Carol, Eleonora^{1,2}

¹Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), La Plata, Argentina. ²Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

mpleal@cig.museo.unlp.edu.ar

Resumen

La cuenca del arroyo Juan Blanco, ubicada en el noreste de la provincia de Buenos Aires, se desarrolla dentro de una llanura loésica, en un entorno rural. Este estudio evalúa la influencia de la variabilidad climática sobre la composición hidroquímica del agua subterránea en los sectores alto y medio de la cuenca. Se estableció una red de monitoreo relevada en cuatro periodos de muestreo, registrando in situ la conductividad eléctrica y el pH, y se determinaron en laboratorio las concentraciones de iones mayoritarios. La variabilidad climática fue analizada mediante el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI), y la hidroquímica del agua mediante diagramas de facies y análisis estadísticos. Los resultados indican que, a pesar de las fluctuaciones climáticas entre campañas, no se detectaron variaciones significativas en la composición iónica mayoritaria. Siendo la facies hidroquímica predominante bicarbonatada sódica, con leves cambios en HCO_3^- y SO_4^{2-} , asociados a procesos de precipitación durante los periodos más secos.

Palabras clave: *Hidroquímica, Agua subterránea, Estadística, ENOS.*

Introducción

Las modificaciones antrópicas derivadas del desarrollo socioeconómico de las cuencas hidrográficas suelen generar alteraciones en la calidad del agua superficial y subterránea. Sin embargo, en entornos predominantemente rurales, donde la actividad humana es limitada o dispersa, la composición química del agua está mayormente controlada por la mineralogía de los sedimentos en contacto con el flujo hídrico, y su variabilidad depende del tiempo de residencia en el sistema hidrológico (Borzi et al., 2019). En la Pampa Ondulada se logran identificar cuencas hidrográficas con baja intervención antrópica, como la del arroyo Juan Blanco, ubicada en el noreste de la provincia de Buenos Aires,



dentro de un entorno rural (Fig. 1). Esta cuenca se desarrolla dentro de la llanura loésica, tiene 126 km² de extensión y presenta un drenaje dendrítico asimétrico bien definido. El acuífero freático se recarga principalmente por infiltración directa del agua de lluvia en las zonas de divisorias (recarga autóctona). El flujo subterráneo regional se dirige hacia el Río de la Plata, con descargas locales que alimentan el cauce del arroyo (Melo, 2019). Por su bajo nivel de intervención antrópica, esta cuenca permite definir condiciones hidroquímicas próximas al estado natural. El presente trabajo tiene como objetivo estimar los cambios temporales en la hidroquímica del agua subterránea en el sector de cuenca alta y media del arroyo Juan Blanco (Fig. 1).

Materiales y Métodos

A partir de un análisis geomorfológico mediante la interpretación de imágenes satelitales (Google Earth™) y modelos de elevación digital TanDEM-X, en conjunto con la realización de relevamientos de campo, se definió una red de puntos de muestreo de los cuales se extrajo agua subterránea (n= 19) de perforaciones existentes (molinos y pozos domiciliarios que captan agua del acuífero freático a profundidades entre 10 y 20 m). Los datos analizados en este trabajo corresponden a muestreos efectuados en septiembre de 2019, febrero de 2020, noviembre de 2022 y marzo de 2023. *In situ* se midió la conductividad eléctrica (CE) y pH del agua subterránea con un equipo de campo. Posteriormente, en laboratorio se determinó la concentración de iones mayoritarios mediante métodos estandarizados (APHA, 1998). Los iones carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) fueron determinados por titulación. Los iones sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, y los sulfatos (SO_4^{2-}) por espectrofotometría (UV-Visible), con un error del balance iónico menor al 10 %. Los resultados obtenidos se representaron en diagramas de Schoeller-Berkaloff (1939) para definir los iones más representativos y las facies predominantes.

Para detectar etapas de déficit y exceso hídrico, se calculó el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI; Vicente-Serrano et al., 2010) a partir del balance hídrico mensual (precipitación menos evapotranspiración potencial), calculado mediante datos satelitales de precipitación CHIRPS (Funk et al., 2015) y evapotranspiración potencial (PET) mensual proveniente de la base TerraClimate (Abatzoglou et al., 2018); ambos procesados a través de Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) para el período 2014–2024. El SPEI se computó a una escala temporal de 3

meses para cada punto de muestreo utilizando R versión 4.4.1 (R Core Team, 2024). Posteriormente, se generó una serie temporal promedio mensual, con media móvil de 12 meses y se incorporaron los eventos ENSO (El Niño y La Niña) NOAA (2024) junto con las fechas de muestreo. La variación temporal fue evaluada estadísticamente mediante R 4.4.1. Se verificó la normalidad de cada variable por grupo anual utilizando la prueba de Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Cuando ambos supuestos se cumplieron, se aplicó un ANOVA unifactorial, seguido de la prueba de Tukey HSD para comparaciones múltiples. En ausencia de normalidad o varianzas homogéneas, se recurrió a la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Las diferencias significativas se analizaron con la prueba de Dunn y ajuste de Bonferroni.

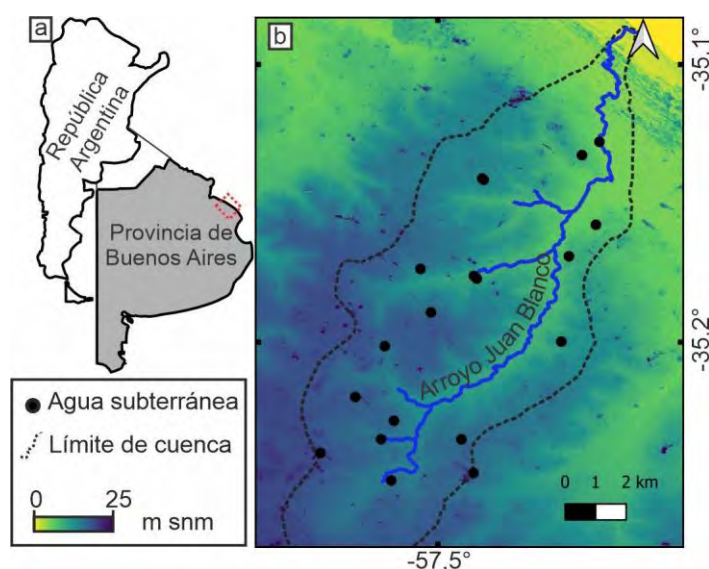


Figura 1. a) Ubicación de la cuenca del arroyo Juan Blanco. b) Modelo digital de elevación (TanDem-X) correspondiente al área de estudio con la ubicación de las muestras.

Resultados

La evolución del índice SPEI-3 entre 2014 y 2024 evidencia una marcada variabilidad climática, alternando periodos húmedos y secos. La media móvil de 12 meses (línea roja en Fig. 2) muestra una tendencia sostenida hacia condiciones de déficit a partir de 2020, con valores negativos de SPEI. Las campañas de 2019 y 2020 coincidieron con una fase de transición hacia sequía, mientras que las de 2022 y 2023 se ubicaron dentro de una prolongada fase seca moderada a severa (valores cercanos a -2) (Fig. 2).

La composición química del agua subterránea evidencia en todos los muestreos que dentro de los cationes mayoritarios $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ y dentro de los aniones $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$, sin observarse variaciones entre muestreos en las dominancias iónicas. Los diagramas de Schoeller-Berkaloff presentan diseños asociados a facies



bicarbonatadas sódicas observándose en estos una leve tendencia al aumento de cloruros y disminución de bicarbonato y sulfatos en los periodos secos sin que esto genere un cambio de facies (Fig. 3).

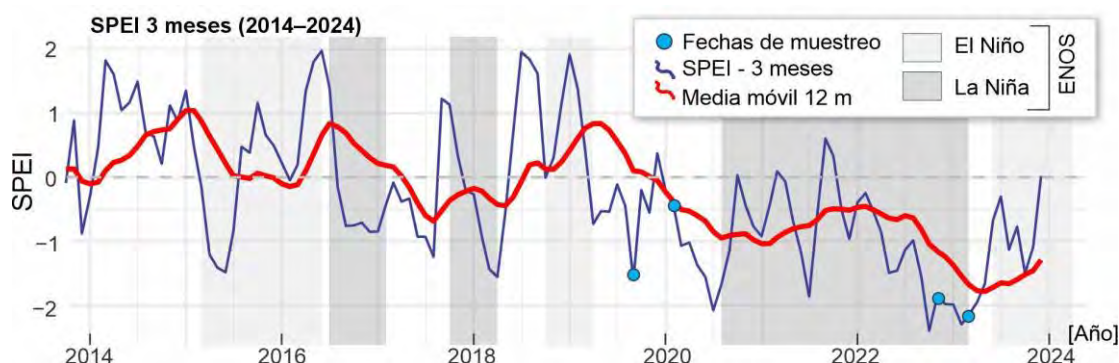


Figura 2. Serie temporal del índice SPEI (3 meses) para el área entre 2014 y 2024. La línea azul representa el valor mensual del SPEI, la línea roja la media móvil de 12 meses, las franjas sombreadas indican eventos ENSO: El Niño (gris claro) y La Niña (gris oscuro) y los puntos celestes marcan las fechas de muestreo.

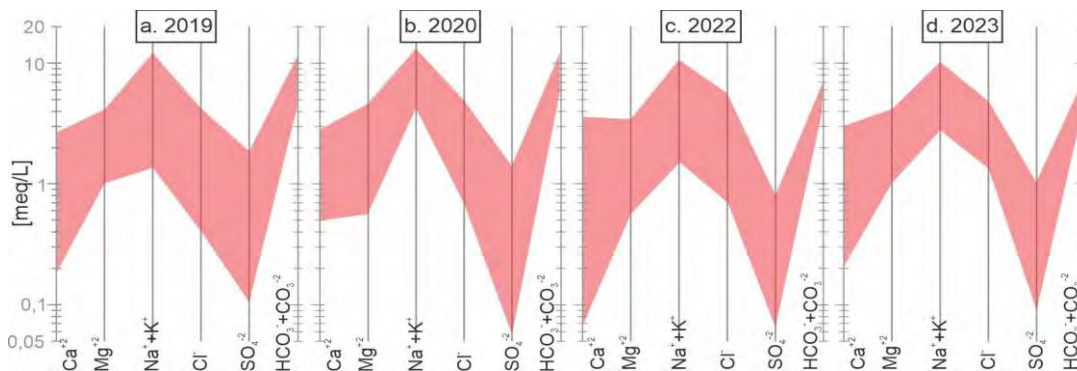


Figura 3. Diagrama de Schoeller-Berkaloff para cada muestreo. a) Septiembre 2019. b) Febrero 2020. c) Noviembre 2022. d) Marzo 2023.

El análisis estadístico mostró homogeneidad de varianzas para todas las variables ($p \geq 0,05$) y CE, HCO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ presentaron distribución normal, por lo que se aplicó ANOVA; en cambio, pH, CO_3^{2-} , SO_4^{2-} y K^+ fueron analizados con métodos no paramétricos. Sólo HCO_3^- y SO_4^{2-} mostraron diferencias significativas entre años. Para bicarbonato, las concentraciones fueron menores en 2022 respecto a 2019 ($p = 0,0026$) y 2020 ($p < 0,0001$), y en 2023 frente a 2020 ($p = 0,0189$), reflejando una tendencia decreciente. En el caso de SO_4^{2-} , se detectaron diferencias significativas entre 2023 y los años 2019 y 2022 ($p = 0,01$). Las demás comparaciones interanuales (Tukey HSD y Dunn-Bonferroni) no mostraron significación estadística ($p > 0,05$). Estos resultados evidencian una disminución sostenida de bicarbonato y una variación puntual de sulfato



en 2023, posiblemente asociadas a condiciones hidroclimáticas secas (Fig. 4).

	Levene	Shapiro-Wilk	Test	p valor	Tukey HSD		Dunn-Bonferroni	
CE	Homogeneidad de varianzas ($p \geq 0,05$)	(p $\geq 0,05$) Normalidad ☒ Paramétrica	ANOVA	0,76	2019-2020	0,30	2019-2020	0,31
HCO ₃ ⁻				0,00	2019-2022	0,00	2019-2022	1,00
Cl ⁻				0,66	2019-2023	0,42	2019-2023	0,01
Ca ⁺²				0,54	2020-2022	0,00	2020-2022	0,35
Mg ⁺²				0,61	2020-2023	0,02	2020-2023	0,78
Na ⁺				0,44	2022-2023	0,26	2022-2023	0,01
pH	Homogeneidad de varianzas ($p < 0,05$)	(p $< 0,05$) No normalidad ☒ No Paramétrica	Kruskal - Wallis	0,81				
CO ₃ ⁻²				0,20				
SO ₄ ⁻²				0,00				
K ⁺				0,48				

Figura 4. Resultados del análisis estadístico aplicado a los parámetros hidroquímicos entre los años de muestreo (2019, 2020, 2022 y 2023). Se resaltan las comparaciones con diferencias significativas (p < 0,05).

Conclusiones

El análisis de datos climáticos evidenció una marcada variabilidad climática en la última década, dentro de la cual el evento de La Niña, que se extendió entre 2020 y 2023, coincidió con los valores más bajos del SPEI, lo que sugiere condiciones hidroclimáticas de sequía moderada a severa durante ese período. Pese a esta variabilidad climática, la composición mayoritaria del agua subterránea en la cuenca del arroyo Juan Blanco no mostró variaciones significativas ni en el contenido iónico ni en la facies hidroquímica la cual tiene una marcada señal bicarbonatada sódica. No obstante, se observaron leves disminuciones en la concentración de HCO₃⁻ y SO₄²⁻ y aumentos de Cl⁻, mostrando sólo diferencias significativas entre muestreos la concentración de los aniones bicarbonato y sulfato. Esto último podría asociarse a la precipitación de carbonatos y sulfatos, principalmente los primeros que tienden a formar concreciones de tosca dentro de los sedimentos loésicos del acuífero. Los resultados obtenidos ponen en evidencia que las variaciones climáticas a corto plazo no tienden a modificar considerablemente la hidroquímica del agua subterránea en cuencas poco disturbadas donde no existe un uso intensivo del recurso que genere un desbalance entre la disminución de la recarga y la explotación.

Referencias bibliográficas

- Abatzoglou, J. T., Dobrowski, S. Z., Parks, S. A., et al. (2018). TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. *Scientific Data*, 5, 170191.
- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA, Washington, D.C. USA.



- Borzi, G., Tanjal, C. & Santucci, L. (2019). Geochemical mechanisms controlling the isotopic and chemical composition of groundwater and surface water in a sector of the Pampean plain, Argentina. *Science of the Total Environment*, 683, 455–469.
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., et al. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., et al. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27.
- Melo, M. (2019). *Geohidrología de la planicie costera del Río de la Plata medio, Partido de Magdalena*. [Tesis Doctoral], Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2024). *El Niño/Southern Oscillation (ENSO) Diagnostic Discussion*. Climate Prediction Center, National Weather Service. <https://www.cpc.ncep.noaa.gov>
- R Core Team, (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (version 4.4.1). R Foundation for Statistical Computing, Viena.
- Schoeller, H. (1939). *La recherche des eaux souterraines: méthodes et résultats*. Dunod.
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S. & 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.



CONTENIDO DE NUTRIENTES Y SU RELACIÓN CON EL USO DEL SUELO Y CONDICIONES HIDROLÓGICAS. CUENCA DEL ARROYO EL PESCADO

NUTRIENT CONTENT AND ITS RELATIONSHIP TO LAND USE AND HYDROLOGICAL CONDITIONS. WATERSHED OF EL PESCADO CREEK

Delgado, M. Isabel^{1,2}; Mac Donagh, M. Elicia¹; Di Lello, Claudia³; Gorbarán, Rocío¹; Carol, Eleonora³

¹Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, División Ficológia, Argentina, ²Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, ³Centro de Investigaciones Geológicas (UNLP-CONICET), La Plata, Argentina.
isabeldelgado@agro.unlp.edu.ar

Resumen

La cuenca del arroyo El Pescado (Buenos Aires, Argentina), aunque mayormente ganadera, atraviesa un proceso de cambio de uso del suelo, asociado principalmente a la expansión de la agricultura en cabeceras y a pequeñas urbanizaciones en la cuenca media. El objetivo fue analizar la variación del contenido de nutrientes en agua frente a distintos escenarios hidrológicos, considerando los diferentes usos del suelo. Se definió una red de monitoreo con puntos de muestreo en el arroyo y en pozos someros adyacentes al mismo, para la determinación de fósforo reactivo soluble y nitratos en agua por espectrofotometría UV-Visible. Los resultados muestran que el contenido de nutrientes es, en la mayoría de los casos, mayor en el agua superficial, mostrando una tendencia a mayores concentraciones en el período post-déficit hídrico. Asimismo, se observan variaciones espaciales las cuales pueden asociarse a distintos usos del suelo que se dan en cada sector de la cuenca.

Palabras clave: Nutrientes, Llanura pampeana, Impacto antrópico, Cuenca hidrográfica.

Introducción

Los entornos naturales están cambiando en todo el mundo debido a la necesidad de proporcionar alimentos a la población, con la consiguiente expansión de las zonas afectadas por las actividades antrópicas (Foley et al., 2005). Dicho tipo de actividad puede favorecer el incremento en el aporte de nutrientes (N y P) tanto al agua superficial como subterránea (Smith et al., 1999). La modificación del ciclo de los nutrientes puede traer aparejado graves consecuencias a la calidad del recurso hídrico afectando su aptitud para distintos usos. Por ejemplo, en la agricultura, a partir de la aplicación de fertilizantes y



pesticidas, se puede favorecer la introducción de nutrientes y diversos agroquímicos en los cuerpos de agua adyacentes (Solís et al., 2016). A su vez, los residuos generados por los sistemas de producción animal están relacionados principalmente con sus excretas, pudiendo contener elevados contenidos de materia orgánica, sólidos suspendidos y nutrientes, entre otros (Delgado et al., 2023b).

En el noreste de la provincia de Buenos Aires se desarrolla el Cinturón Hortícola Platense (CHP), que representa una gran fuente de producción de hortalizas frescas que se comercializan al resto del país. Esta área productiva está incrementando su superficie de ocupación desde principios del siglo XXI, principalmente en la zona de recarga de agua subterránea. La cuenca del arroyo El Pescado, de 349 km², se ubica en el límite entre los partidos de La Plata, Magdalena y Berisso, se encuentra inmersa en el CHP en su zona de cabecera. Se trata de una cuenca de llanura que tiene sus nacientes en el sur de la ciudad de La Plata, y drena sus aguas hacia el río de la Plata, con un rango de elevaciones entre los 28 y los 5 m s.n.m. En la zona de divisoria de aguas la profundidad de los niveles freáticos oscila entre 10 y 15 m bajo boca de pozo (m b.b.p), mientras que, en las proximidades de la zona de descarga en el arroyo, varía entre 1 y 2 m b.b.p y en la llanura costera está cerca de la superficie. El escurrimiento subterráneo regional se orienta hacia el noreste descargando localmente en el arroyo y regionalmente en el río de la Plata (Kruse et al., 2003). El clima es húmedo-templado, con una precipitación media anual de 1083 mm (período 1986-2019), observándose en el balance hídrico anual un predominio de la precipitación sobre la evapotranspiración, con exceso de agua desde febrero a noviembre y déficit hídrico en diciembre y enero. Históricamente la cuenca ha sido caracterizada como rural con uso ganadero y con mínimo impacto antrópico; sin embargo, últimamente se ha intensificado y extendido territorialmente la actividad hortícola dentro de la cuenca, principalmente en el sector de cabecera (Delgado et al., 2023b). También se han establecido pequeñas poblaciones, principalmente en la cuenca media, carentes (en la mayoría de los casos) de servicios como red cloacal o recolección periódica de residuos, entre otros. Todo ello a pesar de haber sido declarada la cuenca como “Paisaje Protegido de Interés Provincial” por ley provincial 12.247/1999.

El objetivo del presente trabajo fue analizar en la cuenca del arroyo El Pescado la variación del contenido de nutrientes en el agua frente a distintos escenarios hidrológicos, considerando los usos del suelo desarrollados dentro de su territorio.



Materiales y Métodos

Para la realización del estudio se definió una red de monitoreo constituida por 12 sitios de muestreo de agua superficial, cubriendo desde la cabecera hasta la desembocadura de la cuenca (Fig. 1). En las adyacencias de los 7 sitios correspondientes con la cuenca media y baja se instalaron freatímetros someros efectuados con barreno manual para la recolección de muestras de agua subterránea; en tanto que en la cuenca alta no se pudo alcanzar por este método el nivel freático.

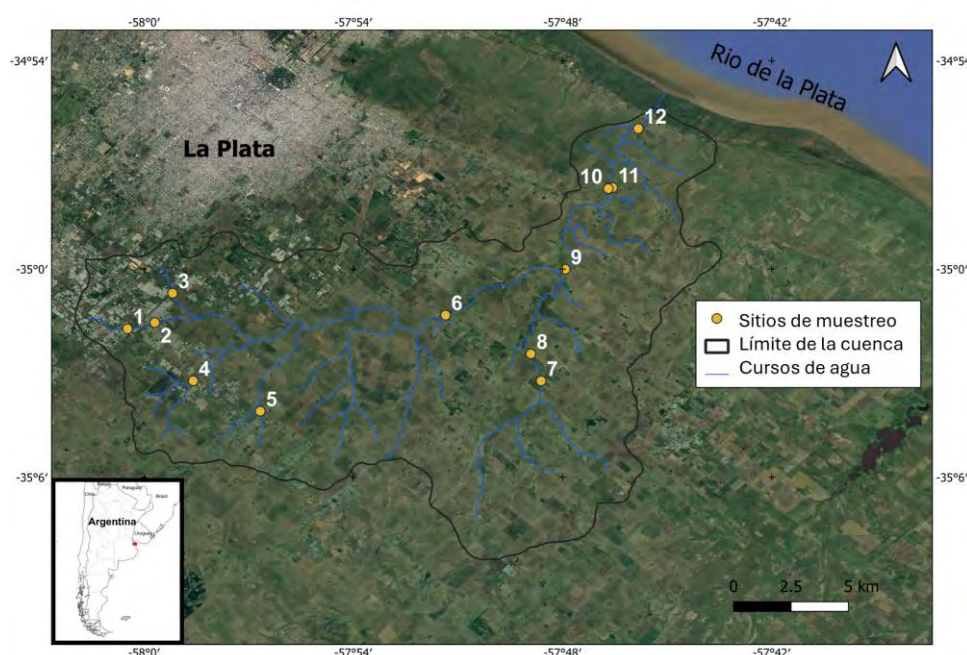


Figura 1. Red de monitoreo sobre la cuenca del arroyo El Pescado.

El sector de cabeceras está comprendido por los sitios 1 a 5. Los sitios 1 a 3 están inmersos en un área de producción hortícola (tanto a campo como bajo cubierta). El sitio 4 tiene la particularidad de estar aguas abajo de un área forestada con especies exóticas de los géneros *Pinus sp* y *Eucalytus sp* y un emprendimiento ganadero que durante el año rota entre intensivo y extensivo. Por su parte, el sitio 5 si bien podría describirse como un sitio con ganadería extensiva, se encuentra a 500 m aguas abajo de cultivos hortícolas bajo invernáculo. En la cuenca media los sitios de muestreo se encuentran principalmente vinculados a la actividad ganadera de tipo extensiva. El sitio 6 se ubica sobre el cauce principal de El Pescado, mientras que los sitios 7 y 8 se encuentran sobre el brazo denominado Cajaravilla. El sitio 9 representa la unión de ambos brazos. La cuenca baja está conformada por los sitios 10, 11 y 12, los cuales constituyen sitios recreativos de uso diario (principalmente pesca).

Los datos presentados en este trabajo corresponden a aquellos relevados en las campañas



de muestreo de agosto 2022 y de marzo y junio de 2023. El muestreo de marzo 2023 se correspondió con una sequía extrema que duró varios meses, donde el curso de agua presentó tramos completamente secos y el nivel de la capa freática también disminuyó, con la consecuente ausencia de agua en ciertos pozos. El muestreo de junio 2023 se realizó 15 días después de restablecido el flujo natural de agua en el arroyo. Dichas condiciones de déficit hídrico excepcionales se encuentran documentadas en trabajos tales como Delgado et al. (2023a) y Mac Donagh et al. (2024). La recuperación de la reserva de agua en el suelo en la región tuvo lugar a partir del mes de junio de 2023 (Glustein et al., 2025).

La recolección, preservación y análisis de las muestras se efectuó según métodos estandarizados (APHA, 1998). Las muestras fueron conservadas en frío y oscuridad hasta el laboratorio, donde se filtraron inmediatamente. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica del Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP). Se efectuaron tres repeticiones, expresándose como resultado el valor medio obtenido en mg/L. Los análisis de laboratorio comprendieron la determinación de fósforo reactivo soluble (P-PO_4^{3-}) y nitratos (N-NO_3^-) por espectrofotometría UV-Visible.

Resultados

Las concentraciones de P-PO_4^{3-} en el agua superficial se incrementaron en los sitios de cabecera 1, 2, 4 y 5 entre 2022 y 2023. El sitio 3 prácticamente no presenta modificaciones en sus valores entre el muestreo pre y post-sequía (obteniéndose valores de 0,114 y 0,108 mg/L, respectivamente), a pesar de registrar un aumento en el período de sequía donde su valor asciende a 0,202 mg/L. En el sitio 7 se registró un valor extremo correspondiente al muestreo de junio de 2023, el cual podría relacionarse con el aporte del escurrimiento superficial proveniente del tambo que se encuentra próximo, a partir del ingreso puntual de desechos desde un canal artificial y la escasa cantidad de agua en el arroyo. Por otro lado, el comportamiento general en la cuenca media y baja fue diferente, reflejando una ligera disminución del P-PO_4^{3-} (sitios 6, 9, 10 y 11). Sin embargo, al considerar el último muestreo, puede observarse que las concentraciones fueron semejantes en todos los sitios, de alrededor de 0,34 mg/L (con las excepciones de los sitios 7 y 8). Por su parte, en los muestreos de pre y post-sequía, las concentraciones de P-PO_4^{3-} en el agua subterránea fueron menores que en la superficial, salvo en algunos sitios de la cuenca baja (sitios 10, 11 y 12) (Fig. 2).

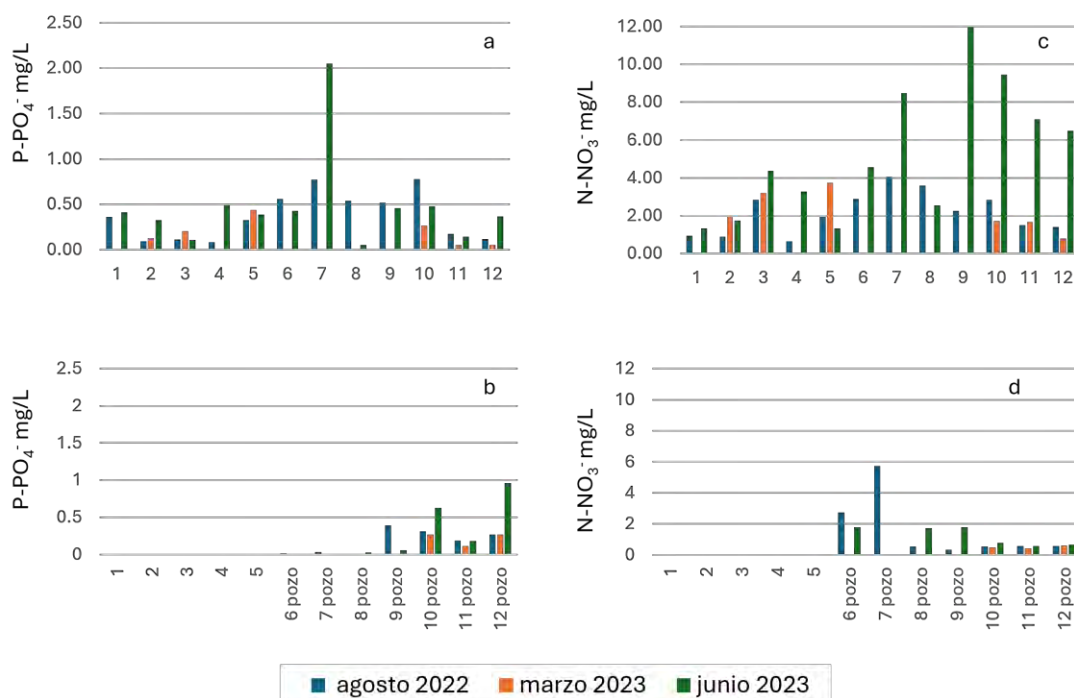


Figura 2. Contenido de $P-PO_4^{3-}$ $N-NO_3^-$ en agua superficial y subterránea somera en la cuenca del arroyo El Pescado. a y c) Agua superficial. b y d) Agua subterránea somera.

Las concentraciones de $N-NO_3^-$ en el agua superficial (Fig. 2) se incrementaron a lo largo de toda la cuenca entre los periodos considerados, excepto en los sitios 5 y 8. En particular, en la cuenca media y baja (sitios 7, 9, 10, 11 y 12) se registraron los mayores valores - entre 4,57 y 11,99 mg/L durante junio de 2023. Si bien en estos sitios el uso del suelo es ganadero extensivo, en la mayoría de ellos se produce el ingreso del ganado al cauce, lo cual podría resultar en un aporte directo de nutrientes a través de las heces que podrían llegar por escorrentía superficial hasta el arroyo. Además de la presencia de ejemplares vacunos muertos en las planicies de inundación, también se registró presencia de cadáveres y restos de fauna autóctona en las proximidades del arroyo y en el mismo cauce seco, lo cual podría contribuir a incrementar el ingreso de nutrientes al curso de agua.

Debido a la sequía extraordinaria, algunos tramos del arroyo se secaron por completo durante varios meses: en la cuenca alta los sitios 1 y 4, y en la cuenca media los sitios 6, 7, 8, 9, 11 y 12. En la mayoría de estos casos (excepto en el sitio 8) la concentración de nutrientes disueltos ($N-NO_3^-$ y $P-PO_4^{3-}$) fue mayor en el muestreo post-sequía. Por su parte, las concentraciones de $N-NO_3^-$ en el agua subterránea somera fueron inferiores a las del agua superficial -exceptuando el sitio 7-. No obstante, si se comparan los periodos muestreados, en la mayoría de los sitios los valores se incrementaron.



Conclusiones

Este trabajo representa un aporte al estudio de la dinámica de nutrientes en la cuenca del arroyo El Pescado frente a escenarios de sequía extrema como el del verano 2022-2023 acontecido en la región pampeana, permitiendo analizar las variaciones entre un período pre y post-déficit hídrico. Los resultados muestran que el contenido de nutrientes es, en la mayoría de los casos, mayor en el agua superficial, tendiendo a registrarse un aumento en el contenido de nutrientes entre el periodo pre y post sequía. Estos incrementos no se dan de manera similar en toda la cuenca, sino que hay sectores que tienden a registrar mayores aumentos, lo que da idea de la influencia de los distintos usos del suelo. En el período analizado fue la ganadería extensiva el uso del suelo asociado al mayor contenido de nutrientes, observándose este comportamiento tanto en el agua superficial como en el agua subterránea somera.

Siendo la cuenca del arroyo El Pescado un área protegida que a su vez recibe un incremento del área en producción, es que los monitoreos constantes en el tiempo resultan fundamentales para evaluar la calidad del agua y detectar posibles afectaciones asociadas a distintas condiciones hidrológicas. En este sentido, este trabajo aporta datos de utilidad para la gestión sustentable de la cuenca.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA), (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.

Delgado, M. I., Besteiro, S., Mac Donagh, M. E., et al. (2023a). Impacto del déficit hídrico en un arroyo efluente de la región pampeana. *XXVII Congreso Nacional del Agua*. Instituto Nacional del Agua (INA), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

Delgado, M. I., Mac Donagh, M. E., Casco, M. A., et al. (2023b). Nutrient dynamics in water resources of productive flatland territories in the Pampean region of Argentina: evaluation at a watershed scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(236). <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10838-7>.

Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570–574.

Glustein, J., Arturi, T., Berardozi, E., et al. (2025). Caracterización hidroambiental de cuencas en la Reserva Parque Costero del Sur, Argentina. *Tecnología y Ciencias del*



Agua. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-16-5-8> [en prensa].

Kruse, E. E., Laurencena, P. C., Deluchi, M., et al. (2003). Relación hidroquímica superficial-subterránea en cuencas de llanura. Noreste de la Provincia de Buenos Aires. *III Congreso de Hidrogeología y I Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Hidrología Subterránea*. Universidad Nacional de Rosario, Rosario, Argentina.

Mac Donagh, M. E., Gorbarán, R. & Delgado, M. I. (2024). Resilience in phytoplankton community after the summer drought of 2022-2023 related to colder ENSO phase. *37th Congress of the International Society of Limnology*. International Society of Limnology, Foz do Iguaçu, Brasil.

Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179-196.

Solís, M., Mugni, H., Hunt, L., et al. (2016). Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(9), 539. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5545-3>.



IMPORTANCIA DE LOS PROCESOS DE INTERCAMBIO CATIÓNICO EN LA HIDROQUÍMICA DEL ACUÍFERO LIBRE - CUENCA DEL ARROYO CHUCUL (CBA.)

IMPORTANCE OF CATION EXCHANGE PROCESSES IN THE HYDROCHEMISTRY OF THE FREE AQUIFER - CHUCUL STREAM BASIN (CBA.)

Pascuini, Miguel^{1,2}; Cabrera, Adriana¹; Blarasin, Mónica¹; Pramparo, Santiago^{1,2}; Schroeter, Germán^{1,2}; Giacobone, Daniela^{1,2}; Lutri, Verónica^{1,2}; Becher Quinodoz, Fátima^{1,2} y Felizzia, Juan¹.

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. mpascuini@exa.unrc.edu.ar

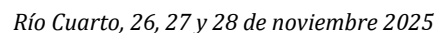
Resumen

El acuífero libre de la cuenca del arroyo Chucul, ubicado en la llanura Chaco-Pampeana, presenta variaciones geoquímicas vinculadas a su posición en el sistema regional de flujos subterráneos, regionales y locales. Este estudio busca caracterizar geoquímicamente el acuífero como base para un modelo conceptual de funcionamiento. Se relevaron 62 muestras de agua subterránea mediante una red de monitoreo, determinando parámetros físico-químicos in situ y en laboratorio. Los resultados revelaron aguas sulfatadas sódicas con conductividades intermedias en cuenca alta, bicarbonatadas sódicas con menores conductividades en cuenca media y un incremento de la conductividad con dominios mixtos en cuenca baja. Estas variaciones geoquímicas responden a controles geológicos, geomorfológicos e hidráulicos. Los principales procesos geoquímicos responsables de la composición del agua son el intercambio catiónico directo, la meteorización de silicatos y la disolución/precipitación de calcita; los cuales son controlados por la fuerza iónica del agua y el equilibrio con las diversas fases minerales.

Palabras clave: *Procesos geoquímicos, Llanura, agua subterránea, Fuerza iónica.*

Introducción

El acuífero libre en el sector sudoriental de la provincia de Córdoba se desarrolla en los sedimentos conocidos como pampeanos y post-pampeanos, principalmente de origen eólico y localmente fluviales (Blarasin et al. 2014). La zona de recarga neta regional del acuífero se encuentra en el pedemonte oriental de las Sierras Pampeanas. Desde allí, los flujos se mueven en general de forma radial divergente, con una evolución geoquímica

[illegible]

Caracterización del área

Geología-Geomorfología: El área fue caracterizada (Fig. 1) siguiendo las grandes unidades definidas por Carignano et al. (2014): **I. Faja Fluvial Arroyo Chucul:** se extiende desde el oeste de Coronel Baigorria con un cauce meandriforme de sinuosidad moderada a baja, control estructural variable y barrancas de hasta 7-8 m; en su tramo final es canalizado hasta desembocar en el río Cuarto. **II. Llanura fuertemente ondulada:** presenta un relieve fuertemente ondulado (pendientes $\sim 1\%$) influenciado por bloques de



basamento profundos afectados por neotectonismo. **III. Planicies intermedias:** relieve suavemente ondulado con pendientes menores al 1 %, subdividido en tres sectores por control estructural que condiciona la posición de bloques. Esta unidad presenta numerosos rasgos de paleocanales al oeste de la Falla San Basilio. **IV. Llanuras fluvio-eólicas imperfectamente drenadas:** corresponde una gran depresión tectónica con paleoformas fluviales y eólicas, y múltiples lagunas permanentes y temporarias (Pascuini, 2024).

Hidrogeología: El acuífero libre se extiende hasta aproximadamente unos 100 m de profundidad y está compuesto por sedimentos continentales -eólicos, fluviales y en menor medida palustres- con distintos grados de cementación carbonática (Pascuini, 2024). Estos sedimentos reflejan ciclos húmedos y secos del Cuaternario. La base del acuífero está formada por arcillas y/o limos-arcillosos cementados.

Hidrodinámica: De manera general, los gradientes hidráulicos son similares a los topográficos. Existen variaciones en los gradientes y velocidades reales del agua: cuenca alta (0,8 % y 0,23 m/d), media (0,55 % y 0,04 m/d) y baja (0,16 % y 0,04 m/d). La dirección predominante del flujo subterráneo es desde el NNO (zona de recarga regional: sierras) hacia el SEE (zona de descarga neta regional: bañados del Saladillo), con variaciones locales (Pascuini, 2024). En la cuenca alta, el acuífero es influente respecto del arroyo Chucul, al que da origen. En la cuenca media, las relaciones hidráulicas varían: al oeste de la Falla Tigre Muerto, el acuífero es influente respecto del arroyo o de sus afluentes, mientras que, al este de dicha falla, el arroyo es quien le aporta al acuífero. Finalmente, en cuenca baja, el acuífero vuelve a ser influente con respecto al arroyo o a zonas deprimidas como lagunas temporarias o permanentes. En cuanto al espesor de la zona no saturada (ZNS) se encuentra entre 0 y > 24 m en cuenca alta y media, con algunas variaciones condicionadas por la presencia de fallas, mientras que, en cuenca baja, el espesor de la ZNS varía entre 6 m y 0 m en zonas de descarga regional o local (Pascuini, 2024).

Materiales y Métodos

Se realizó un censo hidrogeológico, con una densidad de 1 pozo cada 36 km² modificada levemente según dificultades encontradas a campo. In situ, luego del purgado del pozo, se midieron parámetros de calidad típicos como: Temperatura (T), pH, Conductividad Eléctrica (CE) y Sales disueltas totales (SDT) utilizando Sonda Multiparamétrica Hanna. Se tomaron 62 muestras acondicionadas convenientemente y llevadas al Lab. de



Geoquímica del Depto. de Geología de la UNRC, para la determinación de la composición físico-química mediante técnicas estandarizadas (APHA, 2017). Se determinaron: CO_3^{2-} - HCO_3^- mediante titulación volumétrica con indicador potenciométrico de pH; SO_4^{2-} con espectrofotómetro Hatch; Cl^- y Ca^{2+} y Mg^{2+} mediante titulaciones volumétricas utilizando indicadores y titulantes adecuados (ácido clorhídrico 0,02 N y EDTA 0,01 N, respectivamente); y Na^+ y K^+ por fotometría de llama. Con los datos obtenidos, se elaboraron gráficos (Gibbs, 1970) y mapas de interés, además se calcularon los índices Cloro-Alcalinos **CAI-I** [$(\text{Cl}^-(\text{Na}^++\text{K}^+))/\text{Cl}^-$] y **CAI-II** [$((\text{Cl}^-(\text{Na}^++\text{K}^+))/(\text{CO}_3^{2-}+\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-}+\text{NO}_3^-))$] (Schoeller 1965), los índices de saturación (IS) en distintas fases minerales (calcita, yeso y halita) y valores de Fuerza iónica.

Resultados

Hidrogeoquímica del acuífero libre

En cuanto a la distribución en el espacio de la CE y tipos geoquímicos (Fig. 2), en cuenca alta (unidad geomorfológica II) se encuentran valores entre los 1.000 y 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (aguas dulces) y tipo geoquímico sulfatado sódico. Hacia cuenca media (unidad geomorfológica III) la CE disminuye observándose también aguas dulces con valores que se encuentran principalmente en el rango de 500-1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alcanzando en algunos sectores valores menores a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en otros hasta 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ predominando el tipo geoquímico bicarbonatado sódico. Finalmente, hacia cuenca baja (desde la falla Reducción hacia el este -unidad geomorfológica IV)), las aguas son predominantemente salobres a saladas con valores de CE que van desde 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a mayores de 7.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 2), pasando de tipos geoquímicos sulfatados/bicarbonatados a sulfatados/clorurados, siempre sódicos. El conocimiento hidrogeológico de la cuenca permite establecer además que hay aportes de agua saladas ascendentes de flujos regionales (Pasquini, 2024).

En cuanto a los IS, en la cuenca alta el 50 % de las muestras están sobresaturadas en calcita, mientras que en la cuenca media solo el 32 % lo está, predominando la subsaturación (68 %). En la cuenca baja, esta relación se invierte: el 62 % de las muestras están sobresaturadas en calcita. En todas las zonas, las muestras son subsaturadas en yeso (IS: -3,7 a -0,94) y halita (IS: -13 a -4,6).

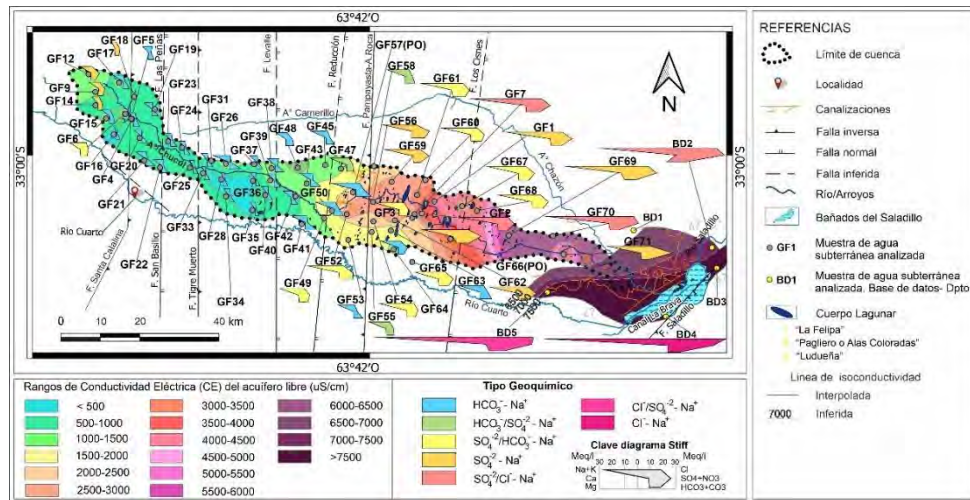


Figura 2. Mapa de isoconductividad eléctrica y distribución del tipo geoquímico del acuífero libre.

Según los diagramas de Gibbs (1970), las muestras de cuenca alta y media reflejan dominancia de procesos de meteorización de rocas, mientras que en cuenca baja predominan procesos de concentración por evaporación o precipitación de sales (Fig. 3).

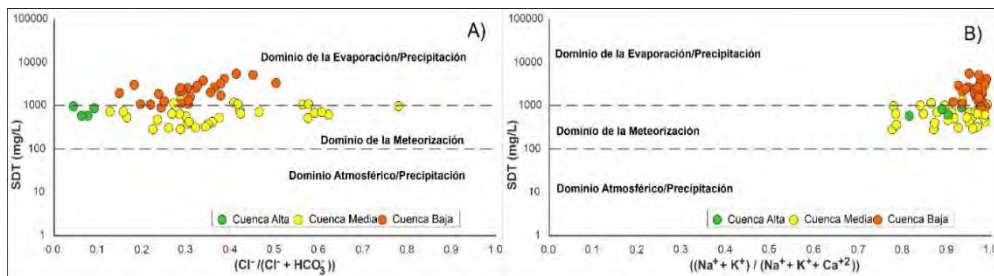


Figura 3. Diagrama de Gibbs de las 62 muestras. a) SDT vs. $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$. b) SDT vs. $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) / (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+})$.

Los índices cloro-alcálinos, arrojan valores entre -1,4 y -45,8 para **CAI-I** y entre -0,6 y -1,2 para **CAI-II** (Fig. 4). Todos los valores son negativos, indicando que el intercambio catiónico (IC) es directo ($\text{Na}^+ \rightarrow \text{agua}$; Ca^{2+} y $\text{Mg}^{2+} \rightarrow \text{sedimentos}$), sin embargo, se observa que para CAI-I los valores más negativos corresponden a cuenca media y alta, mientras que los más cercanos a cero, corresponden a cuenca baja. Estos últimos, especialmente en cuenca baja, pueden indicar una mayor influencia de procesos de mezcla de aguas de distintos orígenes (Pascuini, 2024), aportes externos de cloruros de origen antrópico, entre otros. Se destaca que el proceso de intercambio de cationes en el sentido descripto, al entrar Na^+ a la solución y eliminar el Ca^{2+} , crea un desequilibrio con el sistema de calcita (Wood, 2025), lo que provoca que se disuelva más de este mineral (CO_3Ca disperso o en nódulo/capas en los sedimentos de la cuenca) añadiendo Ca^{2+} y



HCO_3^- a la solución. Este Ca^{2+} adicional es nuevamente intercambiado, disolviendo más calcita y promoviendo aún más el desarrollo de agua con Na^+ y HCO_3^- (no llegan a precipitar ya que su solubilidad es menor a la del CO_3Ca) aunque aumenten los otros aniones en

forma relativa (Fig. 2). Este proceso también aumenta el pH a medida que los H^+ se consumen (disolución adicional de carbonatos e hidrólisis de silicatos) como ocurre a nivel regional en Córdoba. En cuenca baja el proceso (ruptura del equilibrio de CO_3Ca) se debilitaría (valores de CAI más bajos), apareciendo también la salinización por evaporación. Además, según la ley de Debye-Hückel en soluciones concentradas (alta fuerza iónica, FI), incrementa la solubilidad aparente de las sales, y debilita el efecto de ion común ya que las interacciones iónicas se vuelven menos ideales, permitiendo que más sal se disuelva antes de alcanzar el equilibrio (Appelo y Postma 2005) que luego en épocas más seca se concentrarán. La FI calculada en tres muestras tomadas en el sentido del flujo muestran: 0,0192 M, 0,0056 M y 0,0877 M, es decir moderada, baja y más alta en cuenca alta, media y baja respectivamente.

Conclusiones

Los resultados obtenidos y el análisis realizado permitieron definir cambios en la cuenca fuertemente condicionados por aspectos morfotectónicos y litológicos relacionados. En cuenca alta, si bien ocupa un área muy pequeña, las aguas dulces, sulfatadas sódicas se vinculan al ingreso de flujos subterráneos que, provenientes de sectores serranos, circulan por un pedemonte ondulado compuesto por sedimentos finos areno-limosos parcialmente cementados que aumentan los iones en solución y a procesos de salinización locales que ocurren cuando la recarga de precipitaciones debe atravesar estas litologías de alta superficie específica (hasta 24 m de zona no saturada de sedimentos loésicos finos).

En cuenca media, las características geomorfológicas e hidrogeológicas del área (presencia de paleocauces constituidos por arenas y gravas, médanos de arenas finas bien seleccionadas), sumado a las relaciones hidráulicas entre los distintos cuerpos de agua (el arroyo Chucul - $\sim 600 \mu\text{S}/\text{cm}$ en ese sector - es influente respecto al acuífero en una buena parte de este sector de la cuenca) explican los resultados obtenidos. De este modo, se

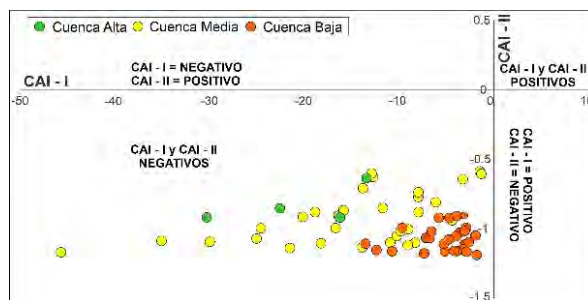


Figura 4. Diagrama de bivariado de los Índices Cloro-Alcalinos CAI I y CAI II con las 62 muestras analizadas.



favorecen la dilución de los flujos que vienen circulando desde el oeste al interactuar con aguas más dulces debidas a recarga local alojadas en sedimentos de mayor granulometría (paleocauces) o en sectores de médanos activos más permeables. Este sector de la cuenca es el que presenta las aguas más dulces y predominante bicarbonatadas sódicas. Los principales procesos geoquímicos que explican la salinidad del agua en cuenca alta y media son la entrada en solución de iones debido a entrada de agua meteórica, disolución de sales, el IC y la meteorización de minerales silicatados.

Finalmente, en cuenca baja, el cambio a aguas más saladas y sulfatadas mixtas se deben particularmente a las geoformas deprimidas, los gradientes hidráulicos y bajas velocidades de circulación del agua subterránea y a la presencia de una escasa zona no saturada (< 3 m), que favorecen los procesos de IC y de evaporación y/o precipitación de minerales como la calcita (CO_3Ca) y eventualmente sulfatos en algunos sectores. El conocimiento hidrogeológico de la cuenca permite establecer además que hay aportes de agua saladas ascendentes de flujos regionales.

El desequilibrio con el sistema de calcita generado por los procesos de IC, favorecen la liberación de HCO_3^- y Ca^{2+} , este último nuevamente intercambiado, lo cual genera que el agua remanente se enriquezca en Na^+ y HCO_3^- que alcanzarán concentraciones muy significativas llegando a precipitar carbonatos en épocas de alta evaporación. Paralelamente se da el aumento relativo de otros aniones en el sentido de evolución del flujo dando los tipos geoquímicos observados. El consumo de H^+ en las reacciones eleva el pH. Adicionalmente, la alta fuerza iónica en zonas salinas —evidenciada por los cálculos— reduce los coeficientes de actividad (γ) por efectos de “apantallamiento iónico” incrementando la solubilidad aparente de sales. Los procesos explicados desplazan los equilibrios hacia una mayor disolución y aguas de alta FI, especialmente en cuenca baja donde mezclas de agua y evaporación aportan a la mayor salinidad, con precipitación de sales especialmente en zonas de lagunas y bañados en épocas secas.

Referencias bibliográficas

- American Public Health Association (APHA). (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.
- Appelo, C. A. J. & Postma, D. (2005). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Balkema Editora.
- Carignano C., Kröhling D., Degiovanni S., et al. (2014). Geomorfología. En Martino, R.



D. & Guerreschi, A. B. (Eds.), *Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino* (pp. 747-821). Asociación Geológica Argentina.

Gibbs, R. J. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170(3962), 1088-1090.

Pascuini, M. (2024). *Trazadores químicos e isotópicos ambientales para evaluar sistemas hidrológicos antropizados: Lagunas interconectadas del arroyo Chucul-Bañados del Saladillo y acuíferos relacionados*. [Tesis Doctoral 3° Informe Inédito]. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba.

Schoeller, H. (1965). Qualitative evaluation of groundwater resources. En Kovalevsky, V. S. & Kruseman, G. P. (Eds.), *Methods and techniques of groundwater investigations and development* (pp. 5483). UNESCO.

Wood, W. (2025). W. *Hydrogeochemistry – A Journey of Discovery*. The Groundwater Project. <https://doi.org/10.62592/VKTX1330>.

Copy citation



PROCESOS DE MEZCLA PARA ESTIMAR CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE DIFERENTES FUENTES DE AGUA EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO RÍO SECO – RÍO CUARTO

MIXING PROCESSES FOR ESTIMATING THE RELATIVE CONTRIBUTION OF MULTIPLE WATER SOURCES IN THE RÍO SECO – RÍO CUARTO HYDROLOGICAL SYSTEM

Bécher Quinodóz, Fatima^{1,2}; Prámparo, Santiago^{1,2}; Blarasin, Mónica²; Cabrera, Adriana²; Pezzarini, Pedro² y Schroeter, P. Germán^{1,2}.

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina, ²Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. fbecher@exa.unrc.edu.ar

Resumen

La interacción entre aguas meteóricas, superficiales y subterráneas condiciona la calidad y disponibilidad del recurso hídrico. Este estudio se desarrolló en la cuenca alta y media-alta del río Cuarto (Córdoba Argentina), donde se localiza la galería filtrante que abastece de agua potable a la ciudad de Río Cuarto, con el objetivo de perfeccionar el modelo hidrogeológico conceptual e identificar fuentes y mecanismos que controlan la composición del agua. Se integraron análisis estadísticos multivariados (ACP y análisis jerárquico) y modelos de mezcla (EMMA), sobre 124 muestras de agua. Los resultados revelaron una transición espacial desde zonas de recarga, con aguas jóvenes y diluidas, hacia sectores de tránsito más mineralizados, vinculados a flujos locales y regionales. A los procesos clásicos de incorporación de iones se acopla la notoria mezcla entre fuentes meteóricas, superficiales y subterráneas. Estos hallazgos permiten vincular tipos de agua con unidades geomorfológicas, aportando insumos clave para la gestión y protección del recurso.

Palabras clave: Mezcla, EMMA, Análisis de componentes principales, Conglomerados jerárquicos.

Introducción

La gestión sostenible del recurso hídrico exige comprender la interacción entre aguas superficiales (ASUP), subterráneas (ASUB) y la fase atmosférica, especialmente en contextos donde los procesos de mezcla controlan la composición química del agua (Wood, 2019). En este marco, el presente estudio se centra en la cuenca alta del río Cuarto, influenciada por los aportes del sistema Alpa Corral–Las Barrancas–Seco (Fig.



1), con el objetivo de perfeccionar el modelo hidrogeológico conceptual e identificar los procesos de mezcla entre aguas superficiales, subterráneas y meteóricas. Para ello, se integran herramientas estadísticas multivariadas, modelación geoquímica y técnicas específicas de análisis de mezcla. El área adquiere interés por alojar en cuenca media – alta, la galería filtrante que abastece de agua potable a la ciudad de Río Cuarto.

Materiales y Métodos

Se recopilaron antecedentes hidrometeorológicos, geológicos, geomorfológicos e hidrogeológicos, incluidos estudios previos sobre la interacción río-acuífero. El relevamiento incluyó el muestreo de 83 perforaciones (10–20 m, acuífero libre) y 41 secciones de agua superficial: 25 en la cuenca El Talita, 9 en el sistema Alpa Corral–Barrancas–Seco y 7 en el río Cuarto. En todas las muestras se determinaron los principales iones disueltos (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}), a partir de los cuales se elaboró cartografía hidroquímica y un modelo conceptual del sistema. Para validar este modelo y evaluar procesos de mezcla, se aplicaron técnicas estadísticas multivariadas: análisis de componentes principales (ACP) y de conglomerados jerárquicos. Los datos se normalizaron según Liu et al. (2003) y fueron evaluados mediante las pruebas de KMO y Bartlett. La selección de componentes siguió el criterio de Kaiser, con rotación Varimax. El análisis de conglomerados, basado en distancia euclidiana y el método de Ward, permitió agrupar muestras según su similitud hidroquímica. Finalmente, a partir de los resultados del ACP, se aplicó el modelo EMMA (*End-Member Mixing Analysis*) para cuantificar procesos de mezcla y validar el modelo conceptual, utilizando como miembros extremos muestras representativas de agua de lluvia (f_α), flujos subterráneos locales (f_β) y regionales (f_γ) (Bécher Quinodoz et al., 2024).

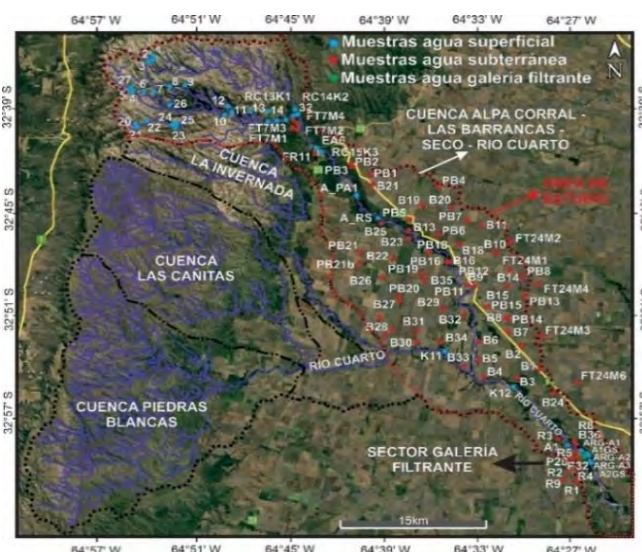


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo.



Resultados

Caracterización general del área de estudio.

El área de estudio presenta un régimen de precipitaciones concentrado en primavera-verano, con una PMA de 700–800 mm. Geológicamente, abarca desde las Sierras de Comechingones, compuestas por rocas ígneo-metamórficas precámbricas-paleozoicas, hasta la llanura pampeana, dominada por sedimentos fluviales, eólicos y fluvio-eólicos del Neógeno y Cuaternario, con alta heterogeneidad textural y mineralógica. El acuífero libre se desarrolla en depósitos cuaternarios superiores, con espesores crecientes desde el piedemonte (20 m) hacia la llanura (hasta 100 m), y está limitado por el basamento cristalino en la sierra y arcillas en la planicie. El flujo subterráneo general es NNO–SSE (Fig. 2a), con gradientes hidráulicos decrecientes del 5 % al 0,07 % y velocidades entre 2 m/d (sedimentos gruesos) y 1×10^{-3} m/d (finos). El río Cuarto, de régimen permanente, se origina por la confluencia de cursos serranos (Piedras Blancas, Las Cañitas, La Invernada, Alpa Corral–Barrancas–Seco) y recibe aportes superficiales y subterráneos, con caudales estacionales máximos en primavera-verano. El sistema Alpa Corral–Barrancas–Seco contribuye significativamente a la recarga subterránea ya que el río Barrancas en su parte terminal se infiltra. El río Seco, tiene régimen efímero, con crecidas $> 450 \text{ m}^3/\text{s}$ (Poveda, 2014). La CE del acuífero libre (Fig. 2b) varía entre 77 y $4.450 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores $< 1.500 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ predominan en el piedemonte y ambientes fluviales con sedimentos gruesos y menor interacción agua/medio sólido; valores $> 1.500 \text{ }\mu\text{S}/\text{cm}$ se

asocian a sedimentos finos (loésicos y fluviales). En la cuenca alta y piedemonte, el agua subterránea es bicarbonatada cálcica, evolucionando localmente a bicarbonatada sódica. Las aguas del sistema Alpa Corral–

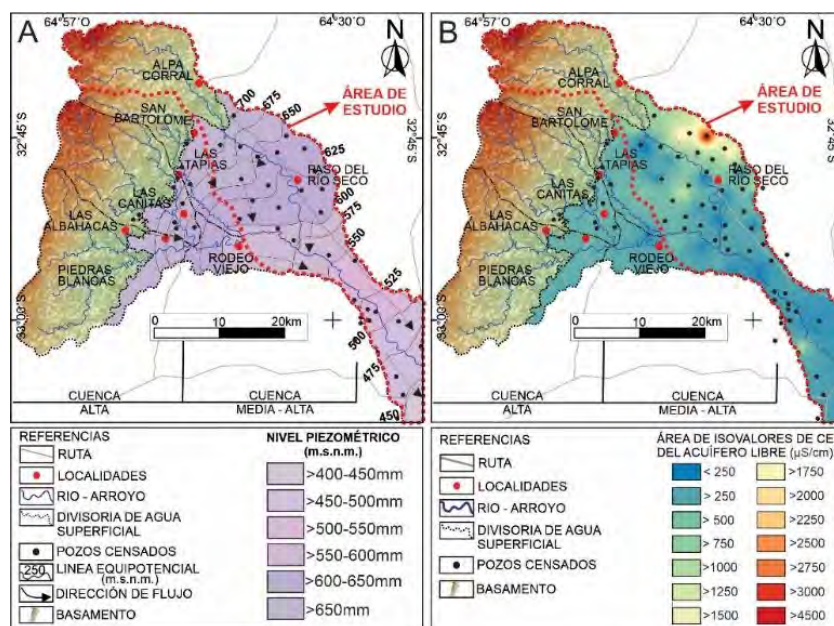


Figura 2. Mapas del área de estudio. a) Equipotenciales y b) Conductividad Eléctrica (CE) del acuífero libre.



Barrancas–Seco y del río Cuarto muestran una transición desde bicarbonatada cálcica a calco-sódica y, aguas abajo, a bicarbonatado sódica. En los cursos superficiales, la CE estival varía entre 41 y 277 $\mu\text{S}/\text{cm}$, incrementándose en sentido del flujo. En la galería filtrante, la CE oscila entre 237 y 1164 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en las perforaciones cercanas utilizadas para aumentar el caudal varía entre 217 y 1372 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las aguas son predominantemente bicarbonatadas calco-sódicas, sódico-cálcicas y sódicas.

Análisis estadístico multivariado y modelos EMMA para evaluar procesos de mezcla

El modelo hidrogeológico conceptual, sustentado en el análisis hidrodinámico e hidrogeoquímico, permite inferir que las interacciones entre aguas superficiales (ASUP), subterráneas (ASUB) y la fase atmosférica explican la composición química observada a través de procesos de mezcla. Para evaluar esta hipótesis, se aplicaron las técnicas estadísticas multivariadas mencionadas y posteriormente, se utilizaron modelos de mezcla del tipo EMMA (*End-Member Mixing Analysis*) para estimar la contribución relativa de cada fuente y la influencia en la evolución del sistema. El ACP mostró un valor KMO de 0,820 y una significancia de 0,000 en la prueba de esfericidad de Bartlett, lo que valida su aplicabilidad estadística. La matriz de carga final identificó dos componentes principales que explican conjuntamente el 85,20% de la varianza total (Fig. 3a). El CP-I (61,02%), dominado por SO_4^{2-} , Cl^- , CE, Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} y K^+ , representa un gradiente de mineralización asociado a procesos como disolución, evaporación e intercambio iónico, característicos de aguas subterráneas más evolucionadas (Bécher Quinodoz et al., 2022), con mayor tiempo de residencia y mayor contacto agua-medio sólido. En cambio, el CP-II (24,18%), definido por HCO_3^- , K^+ , CE y Na^+ , refleja procesos geoquímicos más incipientes vinculados a la meteorización de minerales silicatados y a aguas diluidas provenientes de zonas de recarga.

El análisis jerárquico (Fig. 3b) agrupó las 124 muestras en dos grandes conjuntos, diferenciados por su ubicación hidrogeomorfológica y tipo de agua. El Grupo A (82 muestras) reúne aguas superficiales y subterráneas de zonas con fuerte influencia fluvial actual o relictas, subdividido en tres subgrupos: 1A (25 muestras), con aguas superficiales de los ríos Alpa Corral, Barrancas, Seco y Cuarto (cuenca alta y media-alta) y subterráneas de sus fajas fluviales y planicie fluvio-eólica adyacente; 3A (18 muestras), compuesto por aguas subterráneas del acuífero libre en las fajas fluviales de los ríos Seco y Cuarto, y una muestra superficial del río Cuarto vinculada a la galería filtrante; y 5A (39 muestras), integrado por aguas superficiales del arroyo El Talita y sectores Alpa

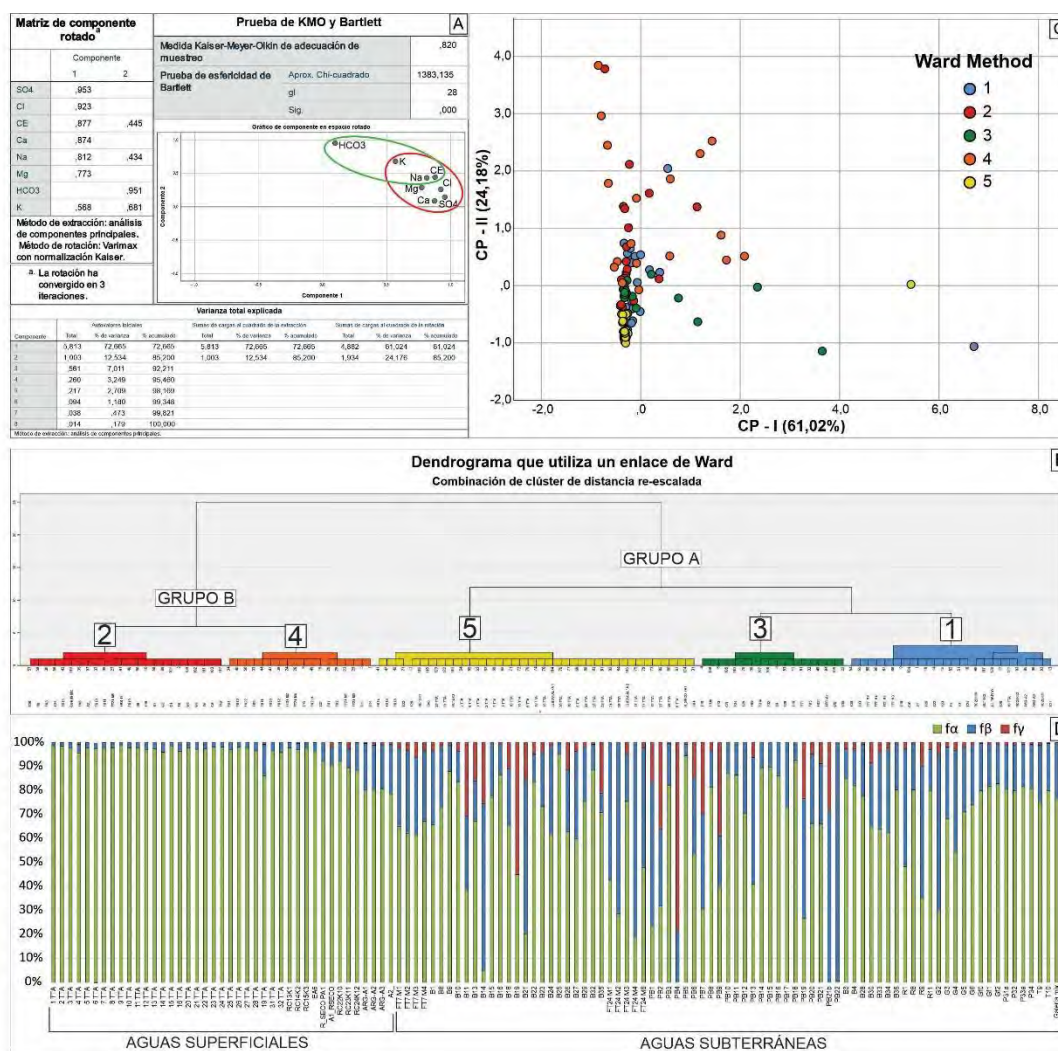


Figura 3. a) Prueba de KMO, esfericidad de Bartlett y Matriz de componentes rotados. b) Análisis de conglomerados jerárquicos (Dendrograma). c) Diagrama bidimensional entre ACP y Conglomerados jerárquicos. d) Porcentaje de mezclas para las muestras superficiales y subterráneas según los miembros extremos.

Corral–Barrancas, más seis muestras subterráneas del abanico y faja fluvial del río Seco, y dos de lluvia recolectadas en Alpa Corral. El Grupo B (42 muestras), compuesto principalmente por aguas subterráneas, se divide en: 2B (24 muestras), con perforaciones en las fajas fluviales de los ríos Cuarto y Seco, la galería filtrante y su entorno, además de una muestra superficial del río Cuarto tomada en inmediaciones a dicha galería; y 4B (18 muestras), integrado exclusivamente por aguas subterráneas provenientes de perforaciones en el abanico antiguo y moderno del río Seco y en la planicie fluvio-eólica. La distribución de grupos obtenida se alinea con el modelo hidrogeológico conceptual, mostrando una transición desde zonas de recarga con predominancia de flujos locales y aguas jóvenes (Grupo A), hacia sectores de tránsito con mayor profundidad del nivel freático, donde dominan flujos regionales más profundos y evolucionados (Grupo B). El Grupo A incluye muestras vinculadas a sistemas fluviales activos o relictos, con



influencia meteórica reciente y procesos de mezcla temprana. Por el contrario, el Grupo B, compuesto por aguas subterráneas del ambiente de abanico aluvial y planicie fluvio-eólica, presenta mayor mineralización, asociada a tiempos de residencia más prolongados y trayectorias extensas en el acuífero libre, con menor conexión directa con fuentes superficiales. El diagrama bidimensional de mezclas (Fig. 3c), basado en componentes principales y clusters, revela una distribución espacial que refleja la dinámica río-acuífero, destacando la influencia de las precipitaciones (variable principal de recarga a los sistemas), con flujos locales y regionales más profundos. Los modelos EMMA permitieron cuantificar la participación relativa de cada componente en los procesos de mezcla (Fig. 3d). En cuenca alta, la geoquímica del agua superficial responde en un 87–98 % a aportes meteóricos, con flujos subterráneos locales entre el 2 y 13 %, y sin evidencia significativa de aguas regionales. En cuenca media, las precipitaciones siguen siendo predominantes (hasta 80 %), seguidas por flujos locales (hasta 20 %) y, ocasionalmente, aportes regionales menores (< 2 %). Para aguas subterráneas, en cuenca alta domina la influencia meteórica (hasta 95 %), mientras que en cuenca media esta se reduce (<5 %). Aquí, los flujos locales muestran alta variabilidad (10–98 %) y los regionales aumentan su aporte, alcanzando hasta un 80 %.

Conclusiones

La técnica EMMA permitió cuantificar el aporte de distintas fuentes en el área, mostrando la notable importancia de las mezclas de agua, con alta variabilidad de porcentajes de aportes a lo largo de la cuenca, que se acoplan a los clásicos procesos de intercambio iónico, hidrólisis y disolución, que aportan iones y compuestos químicos. Se determinó que en zonas de recarga predominan aguas meteóricas recientes, con sistemas activos y una marcada influencia de la precipitación local. En contraste, en áreas distales (como la planicie fluvio-eólica), el mayor tiempo de contacto agua-sedimento promueve la mayor intensidad de procesos hidrogeoquímicos, incrementando la mineralización y la participación de flujos subterráneos locales/regionales. Los resultados validan el modelo conceptual, destacando la coexistencia de flujos locales y regionales, controlados por factores geomorfológicos y conexión variable con las fuentes de recarga. Estos estudios pueden considerarse claves para áreas estratégicas como la galería filtrante que abastece a Río Cuarto siendo fundamentales estos hallazgos para monitorear la calidad del agua y gestionar el recurso, especialmente ante presiones antrópicas, al evidenciar la conectividad dinámica y espacialmente variable del sistema hidrológico.



Referencias bibliográficas

Bécher Quinodóz, F., Pascuini, M., Cabrera, A., et al. (2024). Quantification of mixing proportions of surface water, groundwater, and precipitation in a regional basin using multiple techniques. *Journal of South American Earth Sciences*, 142, 104959.

Bécher Quinodóz, F., M. Blarasin, A., Cabrera, G., et al. (2022) Modelación de mezcla geoquímica e isotópica para evaluar relación agua superficial subterránea en la cuenca del río Cuarto, Córdoba, Argentina. *XI Congreso Argentino de Hidrogeología*. Universidad Nacional del Sur (UNS). Bahía Blanca, Argentina.

Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1-3), 77-89.

Poveda, L. (2014). *Variaciones espaciales y factores de control sobre la dinámica e hidroquímica del acuífero libre asociado al abanico aluvial del río Seco, departamento de Río Cuarto, Córdoba* [Tesis de Licenciatura]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Wood, W. W. (2019). Geogenic groundwater solutes: The myth. *Hydrogeology Journal*, 27(8), 2729–2738.



ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO PARA IDENTIFICAR PROCESOS Y CONEXIONES HIDROLÓGICAS ENTRE AGUAS METEÓRICAS, SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS EN UN ENTORNO URBANO.

HYDROGEOLOGICAL STUDY TO IDENTIFY PROCESSES AND HYDROLOGICAL CONNECTIONS BETWEEN METEORIC, SURFACE, AND GROUNDWATER IN AN URBAN ENVIRONMENT.

Díaz, Malena¹; Bécher Quinodóz, Fatima^{1,2}; Blarasin, Mónica¹; Pramparo, Santiago^{1,2}; Cabrera, Adriana¹; Pascuini, Miguel^{1,2}; Schroeter P. Germán^{1,2}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina, maleediaz14@gmail.com

Resumen

El estudio tuvo como objetivo evaluar la conectividad entre aguas meteóricas, superficiales y subterráneas en un entorno urbano con alta complejidad hidrogeológica, utilizando un enfoque integrado para identificar procesos geoquímicos dominantes. La metodología combinó análisis fisicoquímicos de muestras de agua, estadística multivariada, diagramas molares y modelación geoquímica inversa mediante PHREEQC. Los resultados revelaron una evolución desde facies bicarbonatadas cálcicas hacia sódicas, asociada a procesos de mezcla, intercambio catiónico, evaporación y desgasificación de CO₂. Se detectaron concentraciones significativas de nitratos, arsénico y flúor, que reflejan tanto aportes naturales vinculados a la litología como presiones antrópicas derivadas de usos agrícolas y urbanos. El embalse Piedras Moras se identificó como un cuerpo receptor de mezclas, influido por recarga meteórica, flujos superficiales y aportes urbanos subterráneos, incluyendo un domo freático asociado al saneamiento in situ. Se concluye que la dinámica del sistema requiere estrategias de gestión integradas, monitoreo sostenido y ordenamiento territorial para preservar la calidad del recurso hídrico.

Palabras clave: *Hidrogeoquímica, Conectividad agua superficial-subterránea, Modelación geoquímica.*

Introducción

La disponibilidad global de recursos hídricos está disminuyendo debido a la extracción excesiva y la degradación de la calidad, lo que subraya la necesidad de una gestión sostenible del agua, en particular la subterránea, que representa aproximadamente el 20



% del agua dulce del planeta y el 94 % si se descuentan glaciares y hielos polares, mientras que menos de 6 % de la reserva mundial de aguas subterráneas se ha recargado hace menos de 50 años (Gleeson et al., 2016). Comprender los mecanismos y escalas temporales de interacción entre aguas superficiales, subterráneas y meteóricas es clave para una gestión adecuada en distintos entornos (Mseli et al., 2024). En numerosos contextos hidrogeológicos, la composición química del agua subterránea responde a la mezcla de diferentes fuentes, y los estudios hidrogeoquímicos junto con isótopos estables aportan información valiosa sobre su origen, edad, procesos de interacción agua-roca y mezclas. Cuantificar dichas mezclas es de gran interés para la investigación y gestión del recurso (Blarasin et al., 2021). En Córdoba, los acuíferos se ven fuertemente afectados por actividades agropecuarias, fertilización intensiva y expansión urbana. En este contexto, la investigación se enfoca en la caracterización hidrogeológica y la evaluación de mezclas de recursos hídricos en la zona urbana de Almafuerde y sus alrededores (Fig. 1), una región de gran importancia agrícola que busca nuevas fuentes de abastecimiento ante una emergencia hídrica. El objetivo principal es establecer el modelo de interacción o conectividad entre estas fuentes de agua mediante metodología geoquímica, modelación numérica y análisis estadísticos para generar conocimiento científico que sirva de base para una gestión integral del recurso.



Figura 1. Localización del área de estudio.

Materiales y Métodos

Se recopilaron antecedentes bibliográficos, cartografía geológica e hidrográfica (Hoja Villa María, IGN), y se delimitó el área de estudio y las cuencas con QGIS, utilizando imágenes de Google Earth y el MDE SRTM. Se elaboró un inventario preliminar de perforaciones y se reunieron datos hidrometeorológicos de Almafuerde (1979–2023) y CRU (1901–2023). En campo se verificaron características hidrológicas, geológicas y



geomorfológicas, se relevaron usos del suelo y se recolectaron muestras de agua superficial, subterránea y meteórica, registrando parámetros in situ. Las muestras fueron analizadas en laboratorio siguiendo protocolos APHA (2023), determinándose su composición físico-química, incluyendo elementos mayoritarios y algunos trazas. Se generó cartografía temática, balances hídricos, perfiles, mapas hidroquímicos e hidrogeológicos. Finalmente, se aplicaron análisis estadísticos multivariados (SPSS v25) y modelación numérica inversa (PHREEQC, Parkhurst y Appelo, 2013) para interpretar procesos de mezcla entre aguas superficiales, subterráneas y atmosféricas.

Resultados

Caracterización general del área de estudio.

La región presenta un clima mesotermal subhúmedo seco, con precipitaciones concentradas entre octubre y abril, y una media anual de 754,8 mm (serie Almafuerte, 1979–2023). Desde 2002 se observa una disminución sostenida en las lluvias, con un balance hídrico modular deficitario en promedio 135,1 mm/año y escasa ocurrencia de excesos hídricos. Geológicamente, el área se encuentra en el ámbito de las Sierras Pampeanas Orientales y la Llanura Chacopampeana. El basamento (Neoproterozoico–Cámbrico) está constituido por rocas metamórficas y plutónicas, sobre el cual se apoyan depósitos continentales y vulcanitas mesozoicas (Formación Cerro Colorado), junto con sedimentos fluviales neógenos y depósitos eólicos y aluviales cuaternarios. La estructura geológica está fuertemente controlada por fallas y lineamientos regionales, como los de Ctlamochita y Soconcho, algunos reactivados durante la compresión neógena. El paisaje actual resulta de la interacción entre la tectónica de bloques asociada a la Orogenia Andina y las oscilaciones climáticas del Pleistoceno y Holoceno. Predominan serranías bajas con orientación N 350°, controladas por el sistema de fallas de Sierra Chica, de perfil transversal asimétrico y con pendientes suaves hacia el este. Se distinguen distintos subambientes geomorfológicos: la Superficie Estructural Oriental (paleosuperficie ígneo - metamórfica altamente disectada), el Ambiente Pedemontano (planicie ondulada con presencia de basaltos), la Planicie Fluvio-eólica (con paleocanales) y la Planicie Fluvial, integrada por terrazas del río Tercero y el arroyo Los Cóndores (Fig. 2).

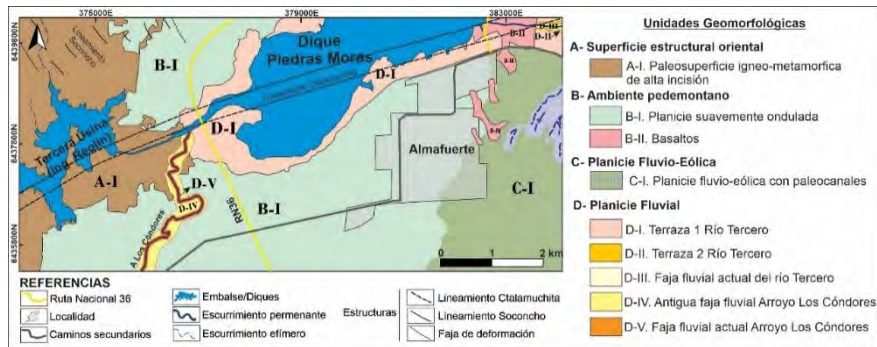


Figura 2. Mapa geomorfológico del área de estudio

Caracterización hidrodinámica e hidrogeoquímica

El acuífero libre presenta dos subambientes: medio rocoso serrano (baja a moderada transmisión de flujo, caudal de base en arroyos por fracturas) y ambiente sedimentario de la planicie (mantos eólicos, secuencias limo-arenosas y areno-gravosas, con variaciones en porosidad y conductividad hidráulica K : 1 m/d en loess a 10 m/d en gravas). La profundidad del nivel freático varía entre 6 y 34 metros, siendo más somera cerca del Embalse Piedras Moras y más profunda al sur y este. El mapa de equipotenciales (Fig. 3a), muestra una divisoria de aguas subterráneas con morfología radial divergente en la planicie suavemente ondulada. La localidad de Almafuerce presenta valores altos de potencial hidráulico, influenciados por la recarga del saneamiento in situ, con flujos hacia el Lago Piedras Moras y el este. El Dique Piedras Moras actúa como zona de descarga principal. Los gradientes hidráulicos oscilan entre 0,71 % y 2,45 %, y la velocidad real efectiva del agua subterránea se estima hasta 0,78 m/d.

El agua superficial se caracteriza por ser bicarbonatada sódica a cálcica-sódica, con conductividades eléctricas (CE) entre 192 y 466 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El agua subterránea del acuífero libre es mayormente bicarbonatada sódica o sulfatada sódica (Fig. 3b), con CE que varía de 282 a 3.790 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mediana de 1.504 $\mu\text{S}/\text{cm}$), y sólidos disueltos totales (SDT) entre 197 y 2.653 mg/L. Los mayores valores de salinidad se asocian a sectores con mayor espesor de zona no saturada y sedimentos finos, lo que aumenta el tiempo de contacto agua-sedimento. El pH es circumneutral, con una mediana de 7,52. El arsénico (As) varía de 1,4 a 27,6 $\mu\text{g}/\text{L}$ (mediana 13,8 $\mu\text{g}/\text{L}$), con un valor atípico de 329,3 $\mu\text{g}/\text{L}$. El flúor (F^-) oscila entre 0,10 y 3,2 mg/L (mediana 0,48 mg/L). La presencia de As y F^- se vincula a la cubierta sedimentaria loésica y componentes piroclásticos, favorecidos por pH elevados y bajas velocidades de circulación. El nitrato (NO_3^-) varía de 0,5 a 115 mg/L (mediana 21 mg/L). El 64 % de las muestras superan el valor de fondo natural de 10



mg/L, atribuyéndose a aportes antropogénicos (actividades agrícolas y urbanas).

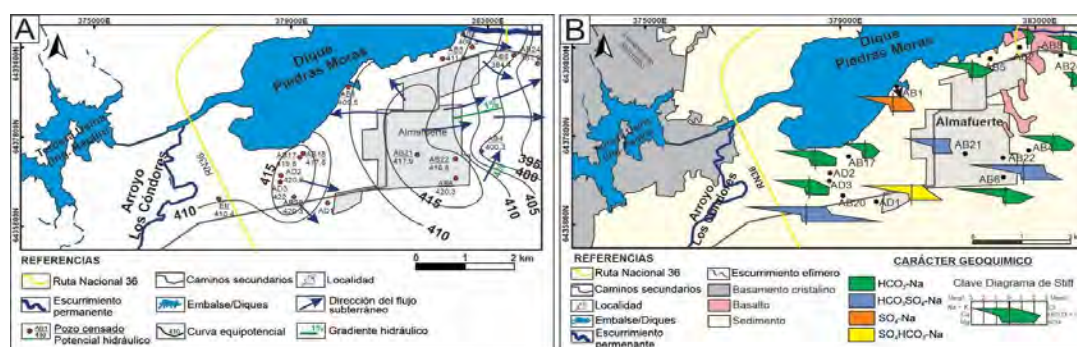


Figura 3. a) Mapa de equipotenciales y b) Mapa de distribución de diagramas de Stiff, para el acuífero libre en la zona de Almafuerde.

Procesos de Mezcla y/o Conexiones Hidráulicas e Hidrogeoquímicas

La modelación geoquímica inversa con PHREEQC permitió interpretar los procesos hidrogeoquímicos en el Dique Piedras Moras, evidenciando la conexión entre aguas superficiales, subterráneas y meteóricas. Dado que el muestreo se realizó tras un evento de tormenta, se incluyó el aporte de agua de lluvia como uno de los extremos de mezcla. El modelo conceptual plantea que el agua del lago (muestra AA1) resulta de la combinación de tres fuentes: agua meteórica, flujo superficial proveniente del embalse aguas arriba (FL2) y flujo subterráneo local representado por la perforación AB1, ubicada en un entorno urbano (Fig. 4 y Tabla 1). La simulación estimó proporciones de 9,34 % lluvia, 87,07 % FL2 (flujo superficial) y 3,58 % AB1 (flujo subterráneo) (Fig. 4).

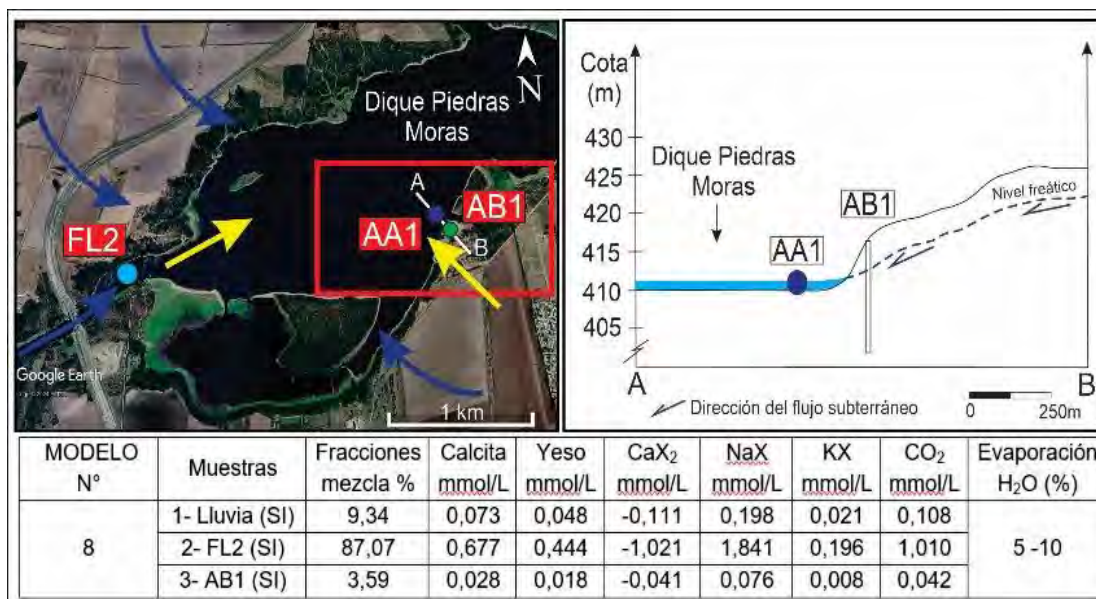


Figura 4. Sector de Modelación Dique Piedras Moras.



Tabla 1. Análisis químico de las soluciones iniciales (SI) y finales (SF) modeladas.

N°	pH	CE	SDT	CO ₃ ²⁻	CO ₃ H ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Muestra		[μS/cm]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Lluvia (SI)	5,4	10	7	0	2,5	1,8	2,9	0,2	0,3	1,6	0,2
FL2 (SI)	7,6	200	140	0	48,7	22,2	10,0	7,1	3,4	12,8	6,8
AB1 (SI)	6,85	2160	1512	0	396,4	343,4	111,4	326,1	11,3	49,6	16,3
AA1 (SF)	7,06	466	326	0	152,3	91,8	14,3	59,7	12,2	16,8	6,3

Además de la mezcla, se identificaron procesos secundarios como intercambio catiónico, disolución de carbonatos y evaporación (5–10 %). Se observó una transferencia molar positiva de CO₂, reflejando una liberación neta del gas hacia la atmósfera, típica de cuerpos de agua parcialmente en equilibrio con el aire. Esta desgasificación se explica por la combinación de aguas con distinto contenido de carbono inorgánico disuelto (DIC), resultado de la mezcla entre aguas meteóricas, flujos superficiales y subterráneos enriquecidos. El flujo subterráneo local proviene de un domo freático urbano, influido por recarga asociada a sistemas de saneamiento in situ (pozos negros), donde procesos redox degradan materia orgánica consumiendo oxígeno disuelto (OD) y generando CO₂. Al descargar en el lago y exponerse a la atmósfera, este CO₂ se libera. La composición química del agua subterránea (AB1) refleja esta influencia antrópica, con bajos valores de OD y altas concentraciones de hierro y manganeso disueltos (Blarasin et al., 2025). Gran parte del CO₂ se origina en degradar la MO que entra al lago superficialmente, el que ya muestra evidentes signos de eutrofización. Aunque se pueden realizar modelos más complejos, los resultados validan el modelo de un sistema abierto y dinámico, donde el lago actúa como recipiente en el que ocurren múltiples procesos: mezcla, intercambio iónico, evaporación y desgasificación, evolucionando hacia facies bicarbonatadas sódicas. Asimismo, la presencia de nitratos y elementos como arsénico y flúor evidencia la superposición de procesos naturales con presiones antrópicas, particularmente en entornos urbanos y agrícolas. Esta interacción subraya la necesidad de una gestión integrada y sostenida del recurso, con énfasis en el monitoreo, el ordenamiento territorial y la mejora del saneamiento para preservar la calidad del agua en el sistema Piedras Moras y del propio acuífero con la mejora/cambio del sistema de saneamiento.

Conclusiones

El abordaje adoptado en este estudio permitió comprender la complejidad de los vínculos entre las aguas meteóricas, superficiales y subterráneas en un ambiente urbano-rural con fuerte impronta antrópica. La combinación de análisis hidroquímicos y modelación geoquímica inversa con PHREEQC reveló un sistema interconectado y dinámico, en el que los flujos superficiales del embalse aguas arriba, las precipitaciones y los aportes



subterráneos urbanos (como los asociados a un domo freático influido por saneamiento in situ), se mezclan y condicionan la composición del agua en el Lago Piedras Moras. Este cuerpo actúa como ámbito de procesos de mezcla, intercambio catiónico, evaporación y desgasificación de CO₂, reflejando una evolución química hacia facies bicarbonatadas sódicas. Asimismo, la presencia generalizada de nitratos, junto con elementos como arsénico y flúor, evidencia la superposición de procesos naturales y presiones antropogénicas. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de implementar estrategias de gestión hídrica integradas, sostenidas en monitoreo continuo, ordenamiento territorial y mejoras en infraestructura de saneamiento, a fin de preservar la calidad del recurso frente al avance urbano.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.

Blarasin, M., Cabrera A., Pramparo S., et al. (2025). Problemas geoquímicos asociados con el manganeso y el hierro en los suministros con aguas superficiales y subterráneas. *VII Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (RAGSU)*. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina. [en prensa].

Blarasin, M., Matiatos, I., Cabrera, A., Lutri, V., et al. (2021). Characterization of groundwater dynamics and contamination in an unconfined aquifer using isotope techniques to evaluate domestic supply in an urban area. *Journal of South American Earth Sciences*, 110, 103360.

Gleeson, T., Befus, K. M., Jasechko, S., et al. (2016). The global volume and distribution of modern groundwater. *Nature Geoscience*, 9(2), 161-167.

Mseli, Z. H., Sankaranna, G., & Mwegoha, W. J. (2024). Toward Sustainable Groundwater Management: A Comprehensive Framework for Resource Protection. *Environmental Quality Management*, 34(1), e22308.

Parkhurst, D. L., & Appelo, C. A. J. (2013). Description of input and examples for PHREEQC version 3 a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *US Geological Survey Techniques and Methods*, 6(A43), 497.



HIDROGEOQUÍMICA DEL ACUÍFERO LIBRE Y CONFINADO EN UN AGROECOSISTEMA DE LLANURA. ENTORNO RURAL DE BENGOLEA. CÓRDOBA

HYDROGEOCHEMISTRY OF THE UNCONFINED AND CONFINED AQUIFER IN A PLAIN AGROECOSYSTEM. RURAL AREA OF BENGOLEA, CÓRDOBA

Cabral, Tomás¹; Matteoda, Edel¹; Lutri Verónica^{1,2}; Felizzia, Juan¹; Pascuini, Miguel^{1,2}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. tomicabral25@gmail.com

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue realizar la caracterización hidrogeológica de la zona rural de Bengolea, con énfasis en la geoquímica del agua subterránea, a fin de aportar bases para la gestión del recurso hídrico. El análisis hidrológico e hidrodinámico muestra que el acuífero libre presenta un carácter pobre constituido por arenas y limos y muy subordinadamente arenas gruesas, mientras que el acuífero semiconfinado (multicapa) está conformado por materiales arenogravosos que le otorgan un carácter bueno y el acuífero confinado es asignado como muy bueno por la presencia de materiales gravosos más transmisivos que los anteriores. La zona está caracterizada por un relieve suavemente ondulado, con presencia de lagunas temporarias que se recargan por agua de precipitaciones y aporte de agua subterránea por ascensos del nivel freático, el cual oscila entre 0,5-6 m. Dichas lagunas se encontraban secas en la época de muestreo (período seco- noviembre de 2023). Se censaron 17 perforaciones que captan de los primeros 10 m del acuífero libre y 7 de acuífero confinado/semiconfinado tomándose muestras para la determinación de la composición físico-química de las aguas subterráneas (laboratorio de Geoquímica - Dpto. de Geología, UNRC) mediante técnicas convencionales. Para la determinación de nitrato se utilizó electrodo de ión selectivo con supresor de interferencias como ajustador de fuerza iónica, dadas las concentraciones de sulfatos. La dirección de escurrimiento del flujo subterráneo y superficial es hacia el ONO-ESE. Las aguas del acuífero libre son principalmente salobres de carácter geoquímico mixto con sulfato y sodio como iones dominantes, mientras que las del acuífero confinado son dulces, mayormente bicarbonatadas sódicas. El análisis de componentes principales reveló que el primer componente (40,9 % de la varianza) explica la salinidad y composición química mayoritaria del agua subterránea,



relacionando la CE con SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ y K^+ . El segundo (21 %) vincula Ca^{2+} , Mg^{2+} y NO_3^- , sugiriendo degradación de materia orgánica y lixiviación de fertilizantes. Finalmente, el tercero (12,9 %) asocia HCO_3^- y NO_2^- , completando los posibles escenarios de contaminación. Las concentraciones de nitrato en el acuífero libre varían entre 0-199 mg/L, estando las mayores vinculadas a áreas de ganadería extensiva, intensiva y tambos, superando, el 45 % los valores de fondo natural regional (12 mg/L). En el acuífero confinado ninguna de las muestras supera estos valores (0-1 mg/L). Según los parámetros analizados, las muestras del acuífero libre resultaron en un 94 % no aptas para consumo humano debido a los valores de $\text{SDT}/\text{Cl}/\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$, deficientes a buenas para ganadería y no aptas para riego (contenido salino). En las muestras del acuífero confinado el 85 % cumple con los límites de aptitud, resultando de mejor calidad para consumo humano y riego debido a su menor exposición a las actividades antrópicas, siendo deficientes en sales para ganadería.

Palabras clave: Agua subterránea, Hidrogeoquímica, Nitratos, Contaminación.



EVALUACIÓN DE LA METEORIZACIÓN EN UNA CUENCA PROGLACIAL DE MONTAÑA EN LA PATAGONIA ARGENTINA

WEATHERING ASSESMENT IN A PROGLACIAL MOUNTAIN BASIN IN ARGENTINE PATAGONIA

Sepúlveda, Laura¹; Lecomte, Karina¹; Pasquini, Andrea¹; Temporetti, Pedro²; Campodónico Verena¹.

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, CONICET, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, ²Instituto de investigaciones en biodiversidad y medio ambiente (CRUB-CONICET), Argentina. l.sepulveda@unc.edu.ar

Resumen

La criósfera Andina contiene reservas estratégicas de agua dulce. Las variaciones en la descarga de agua de deshielo a los ríos, produce modificaciones en los caudales y en la composición química de estos sistemas. La cuenca del río Manso, ubicada en el noroeste de la Patagonia, Argentina, es un sistema hidrológico típico con glaciares en retroceso en su cabecera y un sistema fluvial bien desarrollado en su cuenca baja. El objetivo de este trabajo es analizar los procesos de meteorización en la cuenca mediante la aplicación de modelado inverso. Se analizaron muestras de agua recolectadas en condiciones de caudal de base, en abril de 2017. Se emplearon técnicas de muestreo y métodos analíticos estándares para todas las determinaciones (Baird et al., 2017). In situ se midieron temperatura, pH, Eh, conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), y se determinó la alcalinidad. Los aniones mayoritarios fueron determinados mediante cromatografía iónica y los cationes mayoritarios y elementos traza por espectrometría de masas (ICP-MS). Para la modelación y cuantificación de los procesos de meteorización en la cuenca se utilizó el software AQUACHEM (Waterloo Hydrogeologic, Inc., Waterloo, Ontario, Canada N2L 3L3) y su interface con PHREEQC (Parkhurst, 2013). Los modelos inversos indican que en el río Manso Superior, (cuenca alta) el 31 % de las fases minerales que se disuelven corresponde a silicatos (12 % albita, 10 % micas and 9 % piroxenos), el 12 % a carbonatos y el 38 % de las fases transferidas está representado por el consumo de $\text{CO}_{2(g)}$. Las fases precipitadas (productos sólidos de la meteorización) son illita (13 %) y caolinita (6 %). En el río Manso Inferior (cuenca baja) el 24 % de las fases disueltas corresponde a silicatos (19 % albita + anortita + feldespato potasico, 4 % piroxenos y micas < 1 %), y el 4 % a halita (de origen atmosférico), mientras que el consumo de $\text{CO}_{2(g)}$ representa el 54 % de las fases transferidas. La fase mineral que precipita es caolinita (20 %). A partir de los datos de



caudales se calcularon tasas de meteorización de $1,65 \times 10^7$ y $1,88 \times 10^8$ mol año⁻¹, en la cuencas alta y baja, respectivamente, mientras que las tasas de secuestro de CO₂ son de $7,74 \times 10^6$ y $1,25 \times 10^8$ mol año⁻¹, respectivamente. De esta manera, la hidroquímica del río Manso se explica en gran medida por la hidrólisis de feldespatos y otros silicatos de calcio y magnesio. En particular, el análisis mostró que la hidrólisis de piroxenos y de mica es más notable en el río Manso Superior que en la del río Manso Inferior. Los procesos de meteorización en la cuenca favorecen la formación de caolinita. Además, la tasa de secuestro de CO₂ aumenta dos órdenes de magnitud desde la cuenca alta hasta el río Manso Inferior. La cuenca del río Manso exporta solutos a una tasa de meteorización de $7,03 \times 10^5$ mol km⁻² año⁻¹, con un secuestro de CO₂ de $4,38 \times 10^5$ mol km⁻² año⁻¹. Estos valores son similares a las tasas de meteorización de silicatos en cuencas fluviales montañosas de regiones templadas. Estos resultados proporcionan una línea de base para futuros estudios y resaltan la importancia de evaluar las tasas de meteorización en este tipo de ambiente, proceso reconocido como un sumidero importante de CO₂ atmosférico que ha regulado el clima en la superficie de la Tierra a lo largo del tiempo geológico.

Palabras clave: Modelos inversos, Hidroquímica, Meteorización, Río Manso.

Referencias Bibliográficas

- Baird, R. B., Eaton, A. D. & Rice, E. W. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Parkhurst, D. L. & Appelo, C. A. J. (2013). *Description of input and examples for PHREEQC version 3: A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. U.S. Geological Survey (USGS). <https://doi.org/10.3133/tm6A43>.



HIDROQUIMICA DEL AGUA SUPERFICIAL-SUBTERRÁNEA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO CHUBUT: ELEMENTOS TRAZA Y TIERRAS RARAS

HYDROCHEMISTRY OF SURFACE WATER AND GROUNDWATER IN THE LOWER BASIN OF THE CHUBUT RIVER: TRACE AND RARE EARTH ELEMENTS

Torres, Américo¹; Campodonico, Verena²; Bosco, Tomás³; Fazio, Ana¹; Nievas El Makte, Marina¹; Polifroni, Rosana⁴; Faleschini, Mauricio¹

¹Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CCT-CONICET CENPAT), ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), ³Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (CCT-CONICET CENPAT), ⁴Centro de Investigación Veterinaria de Tandil (CONICETN, CCT). americo@cenpat-conicet.gob.ar

Resumen

Con el objetivo de evaluar la relación agua superficial-subterránea utilizando radón como trazador, se muestrearon cuatro sitios (Pte.-C, Pte.-G, Pte.-H, Pte.-W) en la cuenca baja del río Chubut (RCh). En cada sitio se tomaron muestras de agua en ambos márgenes y en el centro del cauce. Se incluye aquí información complementaria a las mediciones de radón, que describen la hidroquímica mayoritaria, las concentraciones de elementos traza (ET) y de las tierras raras (ETR) medidas en agua de río y en agua subterránea del acuífero libre, obtenida a través de pozos someros (entre 4 y 7 m de profundidad). Los iones mayoritarios se determinaron siguiendo métodos estandarizados (APHA, 1998), los ETR con un ICP-MS, y los ET con un ICP-OES. El agua del RCh es de tipo bicarbonatada sódico-potásica, mientras que el agua subterránea presentó una composición bicarbonatada cálcica-potásica. Dentro de los ET el Fe (1,346 ppm) y Cu (0,007 ppm) presentaron las concentraciones más altas en agua de río, lo cual, sugiere un aporte desde fuentes externas. Los restantes ET (As < 0,015 ppm, Cr < 0,016 ppm, Pb < 0,011 ppm, Zn < 0,134 ppm, Mn < 1,462 ppm) presentaron las mayores concentraciones en agua subterránea. Solo Cd y Ni presentaron concentraciones menores al límite de detección (0,005 ppm) tanto en agua del río como subterránea, en todos los sitios muestreados. En agua de río, Mn, Zn y Fe presentaron las mayores concentraciones en el sitio Pte.-W (en el centro de la sección del río), coincidiendo con el sitio donde también se halló la mayor concentración de nitrato, y donde el río presentó un marcado carácter efluente (ganador) con un aporte de agua subterránea estimado en 670 L/s. Los otros sitios muestreados presentaron concentraciones de ET relativas en el siguiente orden descendente Pte.-C > Pte.-H > Pte.-G. En cuanto a los ETR, todos



presentaron las mayores concentraciones en agua superficial respecto del agua subterránea, probablemente debido a la adsorción de éstos en la fase sólida (i.e. acuífero). Además, se observa en todas las muestras un fraccionamiento de los ETR, registrándose los elementos livianos más concentrados que los elementos pesados. Las aguas superficiales no exhiben anomalías de europio y cerio, en tanto que las aguas subterráneas presentan anomalías de europio positivas, las cuales, podrían estar asociadas a la meteorización de feldespatos y anomalías negativas de cerio. Esta última indica una oxidación parcial de Ce^{3+} a Ce^{4+} , el cual, posee baja solubilidad. Debido a la baja concentración de los ETR en el agua subterránea ($< 0,017$ ppm), es posible concluir que en aquellos sectores donde el río tiene un carácter efluente, no se registra un incremento en la concentración de esos elementos en el agua superficial. Por el contrario, teniendo en cuenta las mayores concentraciones de los ET (As, Cr, Pb, Zn y Mn) en aguas subterráneas, se considera que el aporte de estos elementos desde el acuífero hacia el RCh es significativo.

Palabras clave: Elementos de las tierras raras, Elementos potencialmente tóxicos, Hidroquímica mayoritaria, Cuenca baja del río Chubut.



METOLACLOR, METALAXIL Y 2,4 D EN AGUAS SUBTERRÁNEAS, SUPERFICIALES Y DE RED. CANALS, CÓRDOBA

METOLACHLOR, METALAXYL AND 2,4-D IN GROUNDWATER, SURFACE WATER, AND TAP WATER. CANALS, CÓRDOBA.

Matteoda, Edel¹; Lutri, Verónica^{1,2}; Aparicio, Virginia¹; Giacobone, Daniela^{1,2}; Pascuini, Miguel^{1,2}; Schroeter, P. German^{1,2}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Argentina, ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina,

³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Balcarce). ematteoda@exa.unrc.edu.ar

Resumen

Con el objetivo de analizar el impacto producido por las actividades agrícolas (cultivos de soja, maíz, siembra directa/aplicación de plaguicidas y ganadería subordinada) en el agua subterránea, superficial y de red, se realizaron estudios en la localidad de Canals, Córdoba.

Se hicieron monitoreos en 3 épocas del año (febrero/mayo/octubre de 2023) en los que se tomaron muestras de perforaciones que captan de los primeros 10 m del acuífero libre, en zona urbana y periurbana de dicha localidad, así como también de aguas superficiales y de red. Se midieron niveles freáticos con sonda piezométrica, parámetros físico-químicos in situ (pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto), mediante sonda multiparamétrica portátil. Para plaguicidas, las muestras fueron filtradas a través de una membrana de nylon de 0,45 µm y congeladas. La determinación se realizó en INTA Balcarce mediante cromatografía líquida de ultra alta resolución acoplada a espectrometría de masas en tándem de triple cuadrupolo (UHPLC-MS/MS).

El acuífero libre, conformado por sedimentos arenosos muy finos limosos, cuyo nivel freático se encuentra entre 3,5 m de profundidad en zona periurbana y 1,7-3 m en zona urbana, muestra conductividades eléctricas variables entre 1.600-17.000 µs/cm y está siendo impactado determinándose concentraciones de metolaclor en el primer y tercer muestreo (0,022-0,081/ 0,026-0,055 µg/L), metalaxil en el primer (0,0182 µg/L) y 2,4 D en el primer (0,043-4,237 µg/L).

En el agua superficial (laguna) se encontró metolaclor en el primer y tercer muestreo (0,119-0,08 µg/L), metalaxil en el tercer (0,0007µg/L) y 2,4-D en el primer y tercer (0,122-0,3651 µg/L).

En cuanto al agua de red que distribuye la cooperativa, la que proviene de un acueducto



con provisión de agua desde el río Ctalamuchita, mostró concentraciones de metolaclor en el primer y tercer muestreo (0,155- 0,027435 $\mu\text{g/L}$), y 2,4-D en el primer y tercer (0,123- 0,0836 $\mu\text{g/L}$).

En todos los casos las concentraciones de 2,4 D se encuentran por debajo del límite de 30 $\mu\text{g/L}$ fijado por la APRHI (Res. 174/2016) y 100 $\mu\text{g/L}$ normado por el Código Alimentario Argentino, y las de Metolaclor por debajo de 50 $\mu\text{g/L}$ (APRHI), mientras que Metalaxil no figura en el listado de dichas resoluciones. La Unión Europea, en cambio, fija un límite de 0,1 $\mu\text{g/L}$ para cada contaminante individual, mientras que la suma no debe superar los 0,5 $\mu\text{g/L}$ (UE - 2020/2184), por lo que la mayoría de las muestras no serían aptas para consumo humano.

Palabras clave: Acuífero libre, Agua de red, Plaguicidas, Contaminación.



ANÁLISIS COMPARATIVO DEL FÓSFORO EN SEDIMENTOS: RÍO PROGLACIAL VS. RÍO ÁCIDO VOLCÁNICO, PATAGONIA, ARGENTINA.

COMPARATIVE ANALYSIS OF PHOSPHORUS IN SEDIMENTS: PROGLACIAL RIVER VS. VOLCANIC ACID RIVER, PATAGONIA, ARGENTINA.

Temporetti, Pedro¹; Sepúlveda, Laura²; Lecomte, Karina²; Beamud, Guadalupe¹; Pasquini, Andrea¹

¹Instituto de investigaciones en biodiversidad y medio ambiente (CONICET- UNComa), Argentina, ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina.
pedro.temporetti@crub.uncoma.edu.ar

Resumen

El fósforo (P), además de ser uno de los componentes fundamentales para la vida, también es considerado uno de los nutrientes esenciales para el crecimiento de algas y su aumento en los cuerpos de agua produce eutrofización (Wetzel, 2001). Los sedimentos en los sistemas acuáticos desempeñan un papel esencial en los procesos de transformación y acumulación de P (Golterman, 2004). El contenido de P en los sedimentos lacustres depende de su composición química y textural, de las tasas de sedimentación, de las condiciones físico-químicas y de los procesos diagenéticos (Guo et al. 2024). El objetivo de este trabajo fue caracterizar los sedimentos del río Manso (RM, proglacial) en cuanto a su composición textural y química y comparar los resultados con los obtenidos para el río Agrio (RA, drenaje ácido de roca) (Temporetti et al. 2019), ambos sistemas ubicados en la Patagonia Argentina. Las muestras de sedimentos del sistema del RM fueron colectadas durante abril de 2017 a lo largo de toda la cuenca desde la laguna proglacial y los tramos superior e inferior del río, con una draga tipo Ekmand-Birge. Las mismas se almacenaron de acuerdo con APHA (2017). En el laboratorio se determinaron: concentración de P_{Total} (Carter, 1993); composición elemental (expresada como óxidos) mediante microanálisis SEM-EDS (Philips 515-EDAX Genesis 2000); fracciones del P de acuerdo con Hieltjes y Lijklema (1980) y la capacidad de fijación de P (Langmuir, 1997). Tanto en RM como en RA, la granulometría estuvo dominada por las fracciones de arenas finas y muy finas, aunque en porcentajes diferentes (62,7 % para el RM y 45 % para RA). La concentración promedio de PT, para todas las muestras colectadas en el RM, fue de 643 µgP/g p.s. similar a la concentración medida en los sedimentos del RA (575 µgP/g p.s.). En el RM, el PT mostró una tendencia a descender su concentración desde la laguna proglacial hacia el RM inferior. Esta tendencia, sin embargo, no fue observada en el RA donde, debido a su gradiente natural



de pH, mostró un incremento de PT desde pH = 2,5 (naciente) hasta pH = 4,5 y luego un leve descenso hasta pH = 6,5. Por otro lado, la principal fracción que controlaría la disponibilidad del P en los sedimentos del RM está vinculada a compuestos del Ca (67 %) mientras que para el RA se observó una alternancia entre los oxihidróxidos de Fe/Al y compuestos de Ca, debido, principalmente, al gradiente natural de pH. Por otro lado, para el RM, se observó una tendencia a incrementar la capacidad de retención de P desde la laguna proglacial hacia el RM inferior. Resultados inversos fueron obtenidos para el RA, donde la capacidad de retención de P fue mayor a pH bajo.

Palabras clave: Fósforo total, Sedimentos, Ríos, Patagonia.

Referencias bibliográficas

- American Public Health Association (APHA), (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.
- Carter, M. (1993). *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers.
- Golterman, H. L. (2004). *The Chemistry of Phosphorus and Nitrogen Compounds in Sediments*. Kluwer Academic Publishers.
- Guo, L., Xiong, S., Mills, B.J.W., et al. (2024). Acceleration of phosphorus weathering under warm climates. *Science Advances*, 10, 7773.
- Hieltjes, A. H. & Lijklema, L. (1980). Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *Journal of Environmental Quality*, 9(3), 405–407.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous environmental geochemistry*. Pearson Prentice Hall.
- Temporetti, P. F., Beamud, G. S., Nichela, D., et al. (2019). The effect of pH on phosphorus sorbed from sediments in a river with a natural pH gradient. *Chemosphere*, 234, 134–142. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.134>.
- Wetzel, R. (2001). *Limnology*. Academic Press.



VARIACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LA FISICOQUÍMICA DEL AGUA EN UN EMBALSE DEL TROPICO MEXICANO

SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION OF WATER PHYSICOCHEMICAL IN A RESERVOIR IN THE MEXICAN TROPIC

Sepúlveda, Laura Daniela^{1,3}; Zanor, Gabriela Ana²; Arrañaga-Mendez, Néstor Rubén³;
Lecomte, Karina¹; Campodonico, Verena¹; Hernández-Morales, Rubén^{2,3}.

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina, ²Universidad de Guanajuato, División de Ciencias de la Vida, México, ³Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Instituto de Investigaciones en Ciencias y Tecnología, Facultad de Biología, México. l.sepulveda@unc.edu.ar

Resumen

El altiplano mexicano denominado de forma reciente como la mesa central, es una región fisiográfica de los Estados Unidos Mexicanos, ubicado en el paralelo 20 (trópico mexicano). Dicha región presenta numerosos sistemas lóticos, con pocos reservorios naturales. Dado que la zona sostiene cerca del 60 % de la actividad agrícola del país, se han construido represas para el control de avenidas, el abastecimiento de agua para el riego agrícola, el uso pecuario y diversas actividades económicas en la región. Debido al inadecuado manejo en las cuencas hidrográficas, los embalses se encuentran en diferentes estados de deterioro ambiental, destacando una condición eutrófica en la mayoría de estos. Un caso particular corresponde a la presa Ignacio Allende situada a una altura de 1843 m s.n.m. en zonas con llanuras y rocas de origen volcánico, con una geología caracterizada por la colindancia entre la Faja Ignimbrítica Mexicana y la Faja Volcánica Transmexicana, en el estado de Guanajuato, en una zona con alta vulnerabilidad hídrica, con episodios de sequía extrema de acuerdo a la Comisión Nacional del Agua en México. En este escenario, el deterioro de la calidad del agua y la proliferación de malezas acuáticas, son variables que en el embalse se han reportado de forma recurrente. Por ello, la presente investigación determina variables físicas, químicas y microbiológicas en el periodo de secas cálidas y el periodo de lluvias, en seis sitios, para establecer la variación espacio-temporal de las variables fisicoquímicas, el estado trófico con base en el índice de Carlson y la Calidad del Agua por medio del índice adaptado para México. Se registraron 13 variables en campo, además de recolectar en cada sitio tres muestras en la columna del agua (niveles: superficie, sección media y fondo), las cuales permitieron el registro de 24 variables en el laboratorio. Se implementó estadística descriptiva e inferencial, además de un análisis de componentes principales con base en correlaciones para determinar la influencia entre variables en



el espacio multivariado. Se establece que el embalse presenta una columna del agua cálida ($20, 30 \pm 1,7$ °C), con un periodo de estratificación en zonas profundas, posee aguas poco oxigenadas ($2,96 \pm 2,4$ mg/L), que tienden a ser ligeramente ácidas ($6,60 \pm 0,42$), con una concentración moderada de sólidos disueltos totales ($165,86 \pm 23,8$ mg/L) y una carga nutrimental moderada, dominada por nitrógeno. El embalse se clasifica como oligohalino (salinidad $0,17 \pm 0,05$ %) y su agua se clasifica como blanda a ligeramente dura, teniendo al calcio como el ion abundante, con una tasa moderada de mineralización (C.E. $344,33 \pm 48,56$ μ S/cm). Al aplicar el Índice de calidad del agua (ICA), se establece que el vaso de recepción posee una categoría de poco contaminado. Considerando los valores de transparencia ($0,57 \pm 0,48$ m), fósforo ($0,26 \pm 0,25$ mg/L) y clorofila ($2,16 \pm 4,04$ μ g/L), este embalse se encuentra en una categoría mesotrófica con tendencia a la eutrofía. De acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-2021 y los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA 001/89), el embalse no es apto para su uso y consumo humano, ya que se exceden los límites permisibles de nitritos y coliformes fecales. Así mismo, no se considera aceptable para el abastecimiento de agua potable, el uso recreativo por contacto primario, para el riego agrícola, el uso pecuario y la protección a la vida acuática. Esto se debe a que se rebasan los niveles máximos permitidos para el oxígeno disuelto, los sólidos disueltos totales, los sólidos totales, los sulfatos, la alcalinidad, el pH y los coliformes fecales.

Palabras clave: Embalse, Trópico mexicano, Eutrofía, Calidad del agua.

Eje temático 5

GEOQUÍMICA DE AMBIENTES SALINOS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



COMPRENSIÓN DE LAS INTERACCIONES ENTRE ARSÉNICO Y ULEXITA EN AMBIENTES EVAPORÍTICOS: EVIDENCIA A PARTIR DE ESTUDIOS POR XRPD, XPS Y XAS

UNDERSTANDING ARSENIC-ULEXITE INTERACTIONS IN EVAPORITE ENVIRONMENTS: EVIDENCE FROM XRPD, XPS AND XAS STUDIES

Borda, Laura¹; Bia, Gonzalo^{1,2}; Borgnino, Laura^{1,2}; Chiaramonte, Natalia¹; García, M.
Gabriela^{1,2}; Blanco, Bárbara¹

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina, ²Universidad
Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina.

laura.borda@unc.edu.ar

Resumen

Este trabajo tiene como objetivo identificar las especies de arsénico (As) presentes en minerales de borato, que están en contacto con salmueras y aguas termales de la Puna con altas concentraciones de As. Se recolectaron muestras de borato del salar del Plomo, el salar de Olaroz, y en manantiales termales. Se emplearon diversas técnicas analíticas: ICP-OES, DRX aplicando método Rietveld, XPS y XAS de luz sincrotrón, para determinar la composición química, la identificación mineralógica y la especiación sólida del arsénico. El estudio revela que, bajo condiciones oxidantes y en ausencia de materia orgánica, las especies acuosas de arsénico interactúan con la ulexita formando complejos superficiales entre los poliboratos y oxoaniones de As(V). Sin embargo, en ambientes asociados a matas microbianas o sedimentos ricos en materia orgánica, el As(V) disuelto se reduce a As(III), el cual forma complejos con grupos funcionales de la materia orgánica.

Palabras clave: Ulexita, Especiación sólida de Arsénico, XPS, XAS.

Introducción

Numerosos depósitos de boratos en la región del Altiplano-Puna (AP), en los Andes Centrales, se formaron en los márgenes de salares o en depocentros aislados por la precipitación de salmueras altamente saturadas, o en manantiales termales (Helvaci y Alonso, 2000). Las anomalías positivas de boro (B) y otros elementos incompatibles, como litio (Li) y arsénico (As), observadas en esta región, son atribuibles al contexto tectónico regional (ej. Helvaci y Alonso, 2000; Mukherjee et al., 2019). La mayoría de los depósitos de boratos de clase mundial están en equilibrio con aguas ricas en As, o se originaron a partir de ellas (ej. Helvaci y Alonso, 2000), pero la asociación entre las especies de As y los boratos evaporíticos ha sido escasamente abordada en la literatura.



Los boratos constituyen materias primas claves para diversas industrias, si bien se conocen más de 250 minerales portadores de boro, solo el bórax, la colemanita, la ulexita y la kernita poseen una relevancia económica significativa como recursos minerales. La ulexita ($\text{NaCaB}_5\text{O}_9 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), ampliamente distribuida en los salares de los Andes Centrales, es un pentaborato de calcio y sodio. En su red cristalina el B se encuentra en coordinación tetragonal, B(4)-O, y trigonal, B(3)-O, con el oxígeno, con una proporción del 60 % de la especie tetragonal (Ghose et al., 1978). La presencia de concentraciones elevadas de As en estos boratos representa un riesgo importante para la salud durante su extracción, procesamiento y manipulación, además de constituir una amenaza ambiental debido a la mayor dispersión del contaminante durante la actividad minera. Dado que la movilidad y biodisponibilidad del arsénico dependen fundamentalmente del tipo de enlaces que forma y de la solubilidad de las fases en que se encuentra incorporado, el presente estudio tiene como objetivo identificar las especies de As presentes en los minerales de borato que están en contacto con salmueras y aguas termales del AP que contienen elevadas concentraciones de As, mediante el empleo de técnicas espectroscópicas.

Materiales y Métodos

Se recolectaron cuatro muestras de boratos en la región de la Puna. La muestra N1d fue extraída de una calicata de ~65 cm de profundidad realizada en la zona vadosa del núcleo del salar de Olaroz, provincia de Jujuy; las muestras ST15 y ST16 fueron recolectadas en surgencias termales ubicadas en el abanico aluvial del río Rosario, sector norte del salar de Olaroz, donde la ulexita se encuentra asociada a estructuras de matas microbianas. También se tomaron muestras de la salmuera y el agua termal con la que los boratos se encontraban en contacto. Por último, la muestra Zs2b se extrajo desde la zona vadosa del salar del Plomo, provincia de Catamarca. La ubicación de las muestras y los detalles de los sitios de muestreo se describen en Borda et al. (2023).

La composición química de todas las muestras se determinó por ICP/OES luego de una digestión ácida. Los minerales presentes en las muestras se identificaron mediante DRX. Los difractogramas obtenidos se refinaron con el método Rietveld, utilizando el programa FULLPROF.

La especiación sólida del As y la composición química de la región cercana a la superficie (2-10 nm) en las muestras se determinó mediante espectroscopía de fotoelectrones generados por rayos X (XPS; los detalles se describen en Borda et al., 2024). Además, se utilizó espectroscopia de absorción de rayos X (XAS) de luz sincrotrón para la



especiación del As en la muestra total. Las determinaciones XAS se realizaron en la línea de luz EMA (Extreme Methods of Analysis) del laboratorio de Luz Sincrotrón de cuarta generación SIRIUS (Campinas, Brasil). Se aplicó un ajuste por combinación lineal (LCF) para determinar la proporción de las diferentes especies de As presentes en las muestras estudiadas. Los LCF se realizaron empleando el software Athena, desde 11.840 a 11.920 eV en los espectros XANES normalizados. La contribución de cada fase representa 100 en términos de porcentaje. El análisis por LCF se llevó a cabo utilizando materiales de referencia extraídos de Bia et al. (2021).

Resultados

Composición química y mineralógica de las muestras estudiadas

La composición química mayoritaria en las ulexitas estudiadas muestra que los contenidos de B (expresados como wt % de B_2O_3) son ligeramente inferiores (entre 40 y 42 wt %) a los valores reportados para una ulexita pura (43 wt % de B_2O_3) en todas las muestras. A diferencia del B, los contenidos de Na (7,40–7,60 wt % de Na_2O) se encuentran dentro del rango de valores reportados para la ulexita pura (7,6 wt % de Na_2O), mientras que los contenidos de Ca (13,9–17,7 wt % de CaO) son ligeramente superiores al valor de la ulexita pura (13,8 wt % de CaO) en todas las muestras. A su vez, el As es uno de los elementos traza más abundantes en las muestras, con concentraciones que varían entre 4,4 y 908 $mg\ kg^{-1}$. El menor contenido se detectó en una muestra asociada a aguas termales (ST15), mientras que el valor más elevado corresponde a una muestra de borato recolectada en la zona vadosa del salar del Plomo (Zs2b). Los resultados de la cuantificación mineralógica muestran que la ulexita representa entre el 32 y el 86 wt % de la composición mineral total de las muestras. La halita está presente en proporciones variables, representando entre el 20 y el 30 wt % de las muestras, a excepción de la muestra Zs2b, donde se determinó un 68 wt% de yeso. Los minerales no evaporíticos como el cuarzo y los filosilicatos como muscovita ($KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH,F)_2$) y polilitionita ($KLi_2AlSi_4O_{10}(F,OH)_2$) se identificaron en las muestras N1d y ST16 en una proporción menor al 5 %.

Análisis XPS: estado de oxidación del As y del B en la superficie de las ulexitas

Para la identificación de la especiación sólida del As en las muestras de ulexita, se analizaron los espectros del As 3d mediante XPS. La deconvolución de estos picos se muestra en la figura 1. Los picos identificados corresponden a especies de (hidr)óxidos de As, localizadas entre los 44–46 eV (Fig. 1). En la señal de As 3d se identifican dos



picos, cuyas posiciones y anchos de banda (FWHM) son similares en todas las muestras. Estos picos corresponden a especies de As(III)-O y As(V)-O. La muestra N1d presenta una mayor proporción de especies de As(V)-O (i.e., 90,2 %), mientras que la muestra ST16 presenta una mayor proporción de especies As(III)-O (i.e., 100 %). Por otro lado, la señal del B 1s también fue dividida en dos contribuciones. La contribución situada en el extremo de mayor energía de enlace (BE) corresponde a las especies tetraédricas B(4)-O, mientras que el pico de menor BE corresponde a las especies trigonales B(3)-O. Los resultados indican que, en la muestra N1d, el contenido relativo de B(4)-O varía entre 25,3 y 30,8 %, mientras que los contenidos relativos de las especies B(3)-O varían entre 69,2 y 74,7 %. Por el contrario, en la muestra ST16, los contenidos relativos de B(4)-O están entre 44,1–67,4 %, valores similares a los contenidos relativos de B(3)-O (32,6–55,9 %). Los resultados de XPS revelan que, en la superficie de las muestras de ulexita de la zona vadosa, el As(V) se asocia a contenidos más altos de especies B(3)-O que de B(4)-O, mientras que en la superficie de la ulexita asociada con tapetes microbianos, las especies As(III)-O son dominantes, y las especies B(3)-O y B(4)-O presentan contenidos similares.

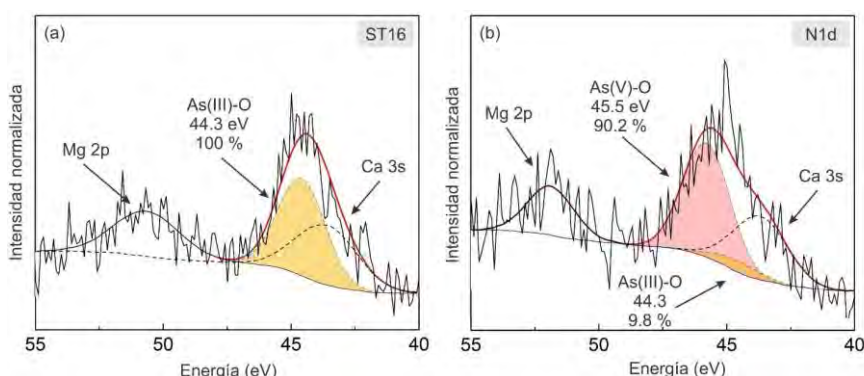


Figura 1. Espectros XPS del As 3d. Las líneas negras continuas representan los espectros medidos; las líneas rojas indican los ajustes a los espectros medidos, y las áreas corresponden a las contribuciones de As(V)-O y As(III)-O.

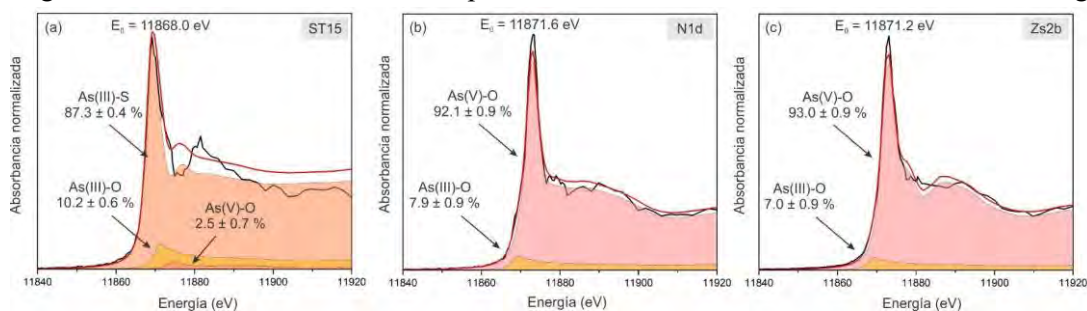
Análisis XANES: estado de oxidación del As en la muestra total

También se analizaron los espectros XANES de las muestras y se compararon con compuestos de referencia a fin de identificar el estado de oxidación del As en las mismas. El análisis de las primeras derivadas de los espectros XANES permitió diferenciar dos estados de oxidación del As (Fig. 2). Los resultados obtenidos por LCF, presentados en la figura 2, muestran que la especie As(V)-O es dominante (>90 %) en las muestras extraídas de la zona vadosa de los salares estudiados (N1d y Zs2b), mientras que en la



muestra ST15, asociada con matas microbianas, domina la especie As(III)-S (87 %) y As(III)-O (10 %).

Figura 2. Combinación lineal de los espectros XANES en el borde K del As. Las líneas negras



continuas representan los espectros medidos; las líneas rojas continuas indican los resultados del ajuste a los espectros medidos utilizando materiales de referencia. El área bajo la curva de color ocre, amarillo y rosa indican la contribución de As(III)-S (As_2S_3), As(III)-O (Na_2HAsO_2) y As(V)-O (Na_2HAsO_4), respectivamente. Además, se indican los resultados en términos de porcentajes de cada una de las especies de As.

Mecanismos de interacción entre las especies acuosas de arsénico y la ulexita

La ulexita presenta una carga superficial neta negativa en el intervalo de pH entre 7 y 11, lo que indica una mayor afinidad por iones cargados positivamente en solución, que tienden a adsorberse a la superficie mineral. De esta manera se genera en superficie una región enriquecida en cationes que pueden actuar como puentes metálicos, facilitando la adsorción de los oxoaniones presentes en la solución.

Según los resultados de XPS mostrados en la figura 1, en la superficie de la muestra N1d el As(V) es la especie dominante de As. El pH del agua en contacto con esta muestra es 7,1 y el Eh es 145 mV; a estos valores de pH y Eh, la especie oxoaniónica predominante de As(V) es HAsO_4^{2-} . Además, si bien las especies monoméricas de boro son dominantes en solución ($\text{B(OH)}_3 = 87\%$ y $\text{B(OH)}_4^- = 5\%$), las especies de poliboratos (ácido trimérico = 7,7 %) tienen mayor preferencia a interactuar con los puentes metálicos previamente descritos en la superficie de la ulexita. A pH 7,1 predominan las especies ácidas triméricas, cuya estructura molecular consiste en dos unidades B(3)-O (67 %) y una unidad B(4)-O (33 %) con átomos de boro en el centro de cada unidad. Así, la proporción teórica de especies B(3)-O y B(4)-O en estas moléculas triméricas ácidas coincide con la determinada mediante XPS en la superficie de la muestra N1d. En consecuencia, en presencia de un contraión adecuado (Ca^{2+} o Mg^{2+}) en la superficie de la ulexita, las especies de poliboratos pueden competir con los oxoaniones de HAsO_4^{2-} por los sitios superficiales. Dado que la concentración de As en solución es mucho menor que la de B ($\text{As} = 366\text{--}4150\ \mu\text{g L}^{-1}$; $\text{B} = 298\text{--}686\ \text{mg L}^{-1}$) se espera que las especies triméricas



de B se adsorban preferentemente en la superficie de la ulexita, aunque una fracción menor de As podría también ocupar los mismos sitios de adsorción. No obstante, los resultados obtenidos indican que el As(V) ocupa un sitio superficial similar al del borato tetragonal. Esta inferencia se basa en la detección de As mediante XPS y en la observación de un empobrecimiento relativo de B(4)-O en la superficie en comparación con la composición de la ulexita pura.

Por lo tanto, los resultados sugieren que la interacción entre la ulexita y las especies disueltas de As(V) puede describirse a través de los siguientes pasos:

- 1) Neutralización de la carga superficial negativa: La carga negativa de la ulexita a $\text{pH} > 7$ es neutralizada por la interacción de cationes, principalmente Mg^{2+} y/o Ca^{2+} , lo que genera un enriquecimiento superficial de estos elementos.
- 2) Formación de puentes catiónicos: Los cationes adsorbidos actúan como puentes, facilitando la interacción química con los oxoaniones de B y As cargados negativamente.
- 3) Formación de complejos superficiales: Las moléculas de poliboratos disueltas, compuestas mayoritariamente por B(3)-O (67 %) y B(4)-O (33 %), forman complejos con los cationes adsorbidos sobre la ulexita. Adicionalmente, los oxoaniones de As(V) pueden adsorberse formando complejos con estos cationes superficiales, mostrando un comportamiento análogo al del borato tetragonal (Fig. 3).

En la muestra ST16, asociada a matas microbianas y aguas termales, el rol de la materia orgánica en la composición química de la superficie de la ulexita es evidente. En esta muestra, se identificaron estados intermedios de S y compuestos de As(III) (Borda et al., 2024), lo cual, podría indicar la influencia de actividad microbiológica en la composición química de la superficie mineral. La presencia de recubrimientos de materia orgánica parece inhibir la interacción entre la ulexita y las especies de As(III), haciendo inaplicables los mecanismos de adsorción previamente descritos para As(V). En esta muestra, la especiación superficial de B muestra proporciones relativas de B(3)-O y B(4)-O similares a las de la ulexita pura, lo que sugiere que el As(III) no interactúa directamente con la ulexita. Esta diferencia indica que los compuestos de As(III) detectados en la superficie mineral están probablemente ligados a los recubrimientos de materia orgánica. Los mecanismos propuestos para explicar esta asociación incluyen el



intercambio de ligandos entre especies de As y grupos funcionales de la materia orgánica. Además, los grupos funcionales tiol ($R-SH$) juegan un rol significativo en el control de las interacciones del As(III) con la materia orgánica natural (Hoffmann et al., 2012). Los resultados de XPS en la muestra ST16 sugieren condiciones reductoras dominantes en el sitio de muestreo, dado que se detectaron sulfuros, estados intermedios de S, especies de As(III) y carbono orgánico. El análisis integral de los resultados de XPS sugiere, por tanto, que el As(III) se encuentra asociado a la materia orgánica, formando complejos superficiales con sus grupos funcionales (Fig. 3).

Conclusión

En ausencia de materia orgánica y bajo condiciones oxidantes, la interacción entre las especies disueltas de As(V) y la superficie de la ulexita ocurre mediante la formación de complejos superficiales con cationes adsorbidos a la superficie mineral a través de enlaces electrostáticos. En este contexto, los compuestos de arseniato ocupan sitios similares a los aniones de poliborato disueltos.

En depósitos con actividad biológica activa y alto contenido de materia orgánica, el As(V) disuelto se reduce a As(III). El compuesto resultante se fija directamente a los recubrimientos de materia orgánica sobre la ulexita mediante reacciones de intercambio de ligandos con grupos funcionales orgánicos. En consecuencia, se postula que las especies de As(III) identificadas, conocidas por su mayor toxicidad en comparación con el As(V), están asociadas principalmente a la materia orgánica y no directamente a la ulexita. Adicionalmente, según resultados preliminares de XAS, las especies de As no se encontrarían sólo en superficie.

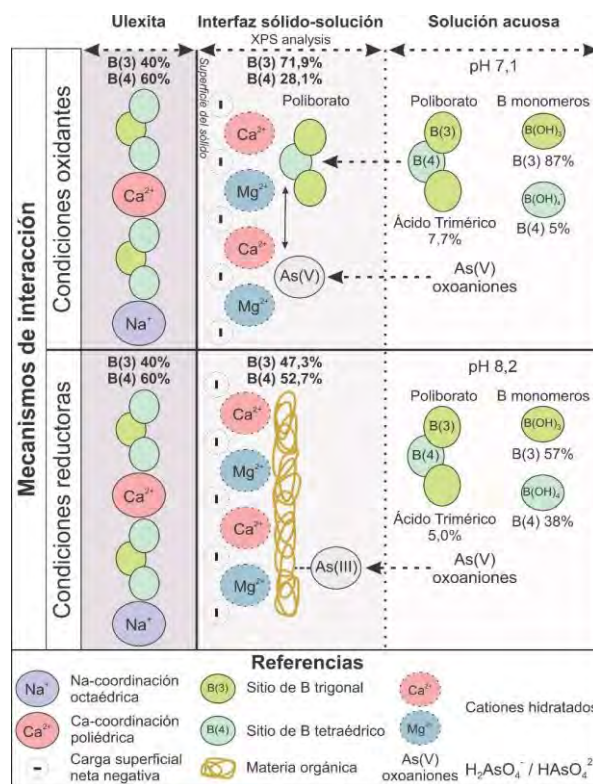


Figura 3. Esquema de los mecanismos de interacción entre el As disuelto y la ulexita en condiciones oxidantes y reductoras (tomado de Borda et al., 2024).



Referencias bibliográficas

- Bia, G., García, M. G., Soto Rueda, E., et al. (2021). Arsenic in natural carbonates: the role of the biogeochemical conditions in its solid speciation. *Chemical Geology*, 583, 120477.
- Borda, L., Bia, G., Borgnino, L., et al. (2024). Understanding arsenic-ullexite interactions in evaporite environments: Evidence from XRPD, micro-XRF, micro-FT-IR, and XPS studies. *Chemical Geology*, 473, 134547.
- Borda, L., Godfrey, L., Del Bono, D., et al. (2023). Low temperature geochemistry of B in a hypersaline basin of Central Andes: Insights from mineralogy and isotopic analysis ($\delta^{11}\text{B}$ and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). *Chemical Geology*, 635, 121620.
- Ghose, S., Wan, C. & Clark, J. R. (1978). Ullexite, $\text{NaCaB}_5\text{O}_6(\text{OH})_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: structure refinement, polyanion configuration, hydrogen bonding, and fiber optics. *Am Mineral*, 63, 160–171.
- Helvacı, C. & Alonso, R. C. (2000). Borate deposits of Turkey and Argentina; A summary and geological comparison. *Turkish Journal of Earth Sciences*, 9, 1–27.
- Hoffmann, M., Mikutta, C. & Kretzschmar, R. (2012). Bisulfide reaction with natural organic matter enhances arsenite sorption: insights from X-ray absorption spectroscopy. *Environmental Science and Technology*, 46, 11788-11797.
- Mukherjee, A., Gupta, S., Coomar, P., et al. (2019). Plate tectonics influence on geogenic arsenic cycling: from primary sources to global groundwater enrichment. *Science of The Total Environment*, 683, 793–807.



HIDROGEOMORFOLOGÍA E HIDROQUÍMICA DEL ÁREA DE SALINAS CHICAS, BUENOS AIRES

HYDROGEOMORPHOLOGY AND HYDROCHEMISTRY OF THE SALINAS CHICAS AREA, BUENOS AIRES

Carol, Eleonora¹; Acosta, Rosario¹; Santucci, Lucía¹; Cellone, Francisco²; Anthonioz Blanc, Rosario.¹

¹Centro de Investigaciones Geológicas (CONICET-UNLP), ²Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CONICET-UNLP). eleocarol@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

El objetivo del trabajo fue evaluar las características hidroquímicas de los distintos ambientes hidrogeomorfológicos reconocidos en el área de Salinas Chicas, en la región semiárida del sur bonaerense. Para ello se efectuaron muestreos de agua superficial y subterránea en donde se midió pH y conductividad eléctrica en campo y se determinó en laboratorio el contenido de iones mayoritarios. Los resultados obtenidos permiten reconocer ambientes hipersalinos en la depresión que aloja a la salina, ambientes de agua dulce asociados a los campos de dunas y ambientes salinos en las zonas de terraza fluvial. Esto determina que, en la zona en la que el agua superficial de la salina interacciona con la de la descarga de agua subterránea desde los ambientes adyacentes (dunas y terraza fluvial), existan zonas con características mixohalinas. No obstante, pese a estas variaciones en salinidad, existe una dominancia de facies Na-Cl que definen la señal hidroquímica del área.

Palabras clave: Ambientes salinos, Controles hidrogeomorfológicos, Zonas semiáridas, Cuencas endorreicas.

Introducción

Las zonas con lagos salinos son ambientes caracterizados por una alta concentración de sales disueltas en el agua, producto de procesos de evaporación intensos y un balance hídrico negativo, donde la evaporación supera ampliamente a los ingresos de agua asociados a la precipitación, el escurrimiento superficial y la descarga de agua subterránea (Eugster y Hardie, 1978). Estos sistemas suelen desarrollarse en regiones áridas o semiáridas, a menudo en cuencas endorreicas donde las sales se acumulan progresivamente (Last, 1993). La composición química del agua en estos ambientes está fuertemente influenciada por factores como la litología del área de aporte, los procesos de disolución y precipitación de minerales, y las interacciones entre aguas superficiales y



subterráneas (Deocampo, 2015). Como resultado de la combinación de dichos procesos, los lagos salinos presentan una hidroquímica compleja (Hammer, 1986).

El sector sur de la provincia de Buenos Aires presenta un clima semiárido que favorece el desarrollo de ambientes salinos e hipersalinos dentro de los que se encuentran las Salinas Chicas. Las mismas se alojan en una depresión cuya génesis se asocia a la evolución geomorfológica del río Colorado durante el Cuaternario, siendo esta depresión un relicto de valles preexistentes no colmatados por la actividad fluvial o eólica más reciente (Melo et al., 2003). El objetivo del trabajo fue evaluar las características hidroquímicas de los distintos ambientes hidrogeomorfológicos reconocidos en el área de Salinas Chicas.

Materiales y Métodos

Se efectuó una caracterización hidrogeomorfológica del área de Salinas Chicas a partir del análisis de imágenes satelitales, modelos digitales de elevación y relevamientos de campos. A partir de este análisis se definió una red de monitoreo de agua superficial y subterránea. Dicha red incluye a perforaciones existentes que captan agua del acuífero freático en los ambientes hidrogeomorfológicos adyacentes a la salina, perforaciones realizadas con barreno manual en las márgenes de las salinas y puntos de muestreo de agua superficial dentro de la salina (Fig. 1). En las muestras de agua se determinó *in situ* el pH y la conductividad eléctrica y en el Laboratorio de Geoquímica del Centro de Investigaciones Geológicas se efectuaron determinaciones de iones mayoritarios mediante métodos estandarizados (APHA, 1998), siendo en todos los casos los errores determinados mediante balances iónicos inferiores al 10 %.



Figura 1. a) Ubicación del área de estudio. b) Imagen satelital del área de Salinas Chicas indicando los sitios de muestreo. c y d) Fotografías del área de salina. En círculos amarillos se indican los sitios de muestreo de agua superficial, en círculos naranjas los de agua freática en el borde entre la salina y la terraza fluvial, y en círculos verdes los de las descargas de agua subterránea desde el campo de dunas.



Resultados

El análisis del modelo digital de elevación muestra que las Salinas Chicas se asocian a una gran depresión subcircular cuya profundización alcanza cotas topográficas cercanas a los -40 m s.n.m. (Fig. 2a y b). La base de la depresión presenta una capa salina compuesta principalmente de halita, presentando en el momento de muestreo una lámina de agua somera. El agua superficial en la salina registró una conductividad eléctrica promedio de 130 mS/cm y pH levemente alcalinos. Respecto de la concentración aniónica $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ y de la catiónica $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ y K^+ (Tabla 1).

La depresión que aloja a la salina limita al nor-noreste con campos de dunas compuestos por arenas medianas a finas. Hacia la depresión las alturas de los campos de dunas disminuyen gradualmente, alcanzando cotas cercanas a -15 m s.n.m. en las proximidades a las salinas y a 5 m s.n.m. en los sectores centrales del campo de dunas localizados al noroeste. Los niveles freáticos se localizan entre -15 y -30 m s.n.m. con un flujo subterráneo desde el campo de dunas hacia las Salinas Chicas. En el límite del campo de dunas con las salinas se reconocen zonas de descarga de agua subterránea que forman pequeños cursos de agua sustentados por dicha descarga (Fig. 2c y d). La descarga de agua subterránea presenta valores de conductividad eléctrica cercanos a 1 mS/cm y pH neutros a levemente alcalinos. La concentración iónica mayoritaria muestra que entre los aniones $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} \sim \text{HCO}_3^-$ y entre los cationes $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ (Tabla 1).

Al oeste, sur y sureste, la depresión de la salina limita con terrazas fluviales que alcanzan alturas cercanas a 70 m s.n.m. (Fig. 2a, b y e), ocurriendo un brusco cambio topográfico en las márgenes de la depresión dando lugar a la formación de barrancas en donde afloran sedimentos loésicos con mantos de tosca. Estas características geomorfológicas y topográficas determinan que la salina que aloja a la depresión presente un perfil nor-noreste – sur-suroeste marcadamente asimétrico (Fig. 2b). Las barrancas que forman las terrazas fluviales en los bordes de la depresión de la salina son interrumpidas por la formación de cárcavas intermitentes que drenan los excedentes hídricos desde la terraza fluvial en los periodos lluviosos. Por otro lado, dentro de las barrancas no se observaron puntos de descarga de agua subterránea, no obstante, en perforaciones realizadas en los bordes de las barrancas el nivel freático se encontró a menos de 1 m de profundidad. El agua en dicha perforación presentó una conductividad eléctrica de 70 mS/cm y pH levemente alcalinos. La concentración iónica mayoritaria muestra que entre los aniones $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ y entre los cationes $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ y K^+ (Tabla 1).

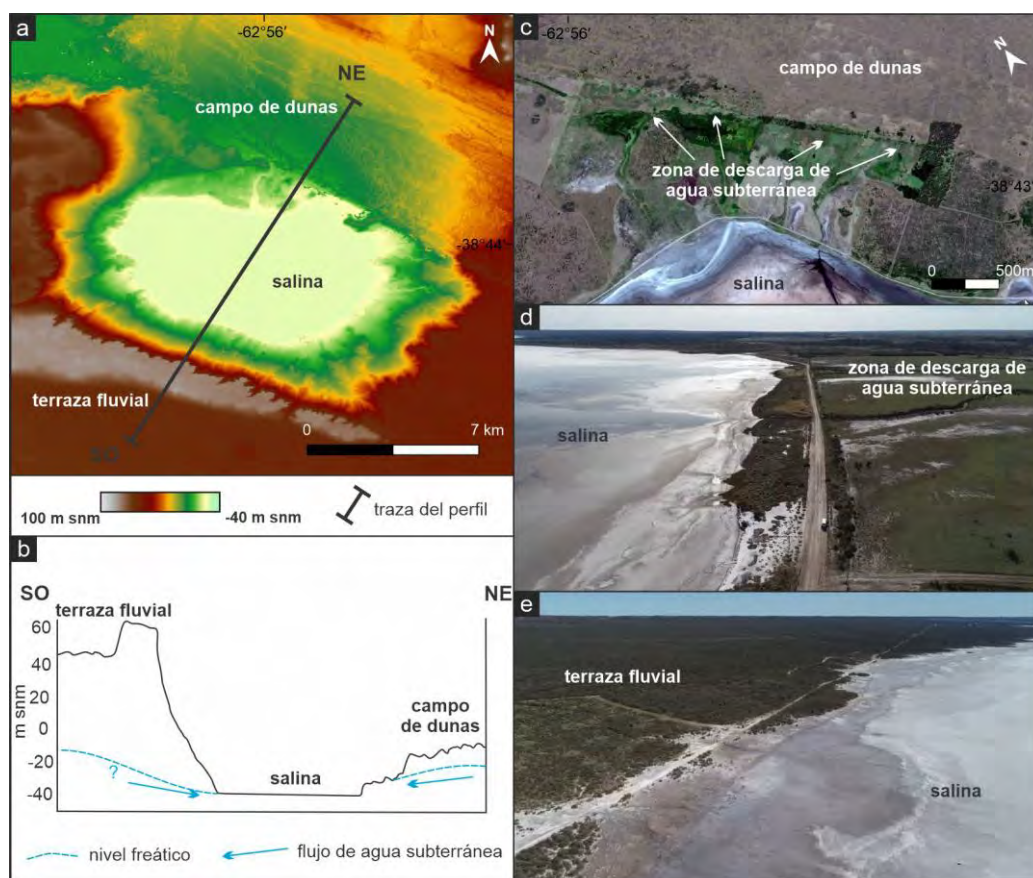


Figura 2. a) Modelo digital de elevación. b) Perfil topográfico. c) Imagen satelital mostrando las zonas de descarga de agua subterránea desde los campos de dunas hacia la depresión de la salina. d) Fotografía aérea mostrando cuando la descarga de agua subterránea desde las dunas se encauza formando pequeños arroyos. e) Fotografía aérea mostrando la zona entre el ambiente de terraza fluvial y la depresión de la salina.

Tabla 1. Conductividad eléctrica (CE) y concentración de iones mayoritarios promedio en los distintos ambientes estudiados.

Sitios de muestreo	CE	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
	mS/cm		mg/L						
Agua superficial salina	130	8,40	272	179032	11143	65	8850	96000	2400
Descarga de agua subterránea desde el campo de dunas	1,1	7,85	119	132	64	11	21	107	6
Agua freática en el borde entre la salina y la terraza fluvial	74	8,13	415	33283	4843	745	1348	21200	350

Discusión

La depresión que aloja a las Salinas Chicas constituye un área de descarga de agua subterránea en la que se acumula superficialmente agua hipersalina clorurada sódica la cual, mediante el proceso de evaporación, forma principalmente precipitados de halita que son explotados comercialmente. Esta descarga de agua subterránea varía desde el punto de vista hidrodinámico e hidroquímico en función del ambiente geomorfológico que se asocie a la depresión de la salina.



Desde el punto de vista hidrogeológico los campos de dunas constituyen zonas de recarga en donde la alta permeabilidad de las arenas favorece la rápida infiltración del agua de lluvia. Dentro de las dunas, el nivel freático acompaña a la topografía descargando luego de cortos trayectos en las adyacencias a la salina producto de que el cambio en la pendiente hace que la superficie topográfica intercepte al nivel freático. En este contexto hidrogeológico, conformado por una rápida infiltración y trayectorias cortas de flujo subterráneo en sedimentos arenosos, el agua subterránea en las dunas es dulce (Toth, 1999; Carrica et al., 2012). Esto hace que en el área de salina adyacente a las dunas se genere un ambiente mixohalino en donde el agua dulce de la descarga de agua subterránea se saliniza rápidamente al disolver las sales evaporíticas de la salina.

Por su parte, en el ambiente hidrogeomorfológico asociado a la terraza fluvial, los sedimentos loésicos con mantos de tosca que lo componen presentan menor permeabilidad lo que limita la recarga a partir de las precipitaciones, desarrollándose en estas zonas pequeñas cárcavas intermitentes por las que el excedente de las lluvias escurre superficialmente. Si bien, no fueron observados puntos de descarga de agua subterránea en las barrancas, la presencia de un nivel freático somero en la base de las mismas indicaría que también existen aportes de agua subterránea desde la terraza fluvial hacia la salina. En este caso, la descarga de agua subterránea es de tipo salina de mayor conductividad eléctrica respecto a la que proviene desde las dunas. Esto se debe a que el agua subterránea en la terraza fluvial es de mayor salinidad producto de una menor infiltración del agua de lluvia, presencia de sales solubles en los suelos que se disuelven e incorporan iones al agua subterránea (Rodríguez et al., 2018) y mayores tiempos de tránsito del agua subterránea en los sedimentos loésicos (Toth, 1999). De esta manera, si bien el área de salina adyacente a la terraza fluvial constituye también una zona de mezcla de agua, los contrastes de salinidad son muchos menores respecto a los del área adyacente a las dunas.

Conclusiones

El área de Salinas Chicas está conformada por diferentes ambientes hidrogeomorfológicos, los cuales presentan características hidroquímicas distintivas, reconociéndose ambientes hipersalinos en la depresión que aloja a la salina, ambientes de agua dulce asociados a los campos de dunas y ambientes salinos en las zonas de terraza fluvial. Esto determina que, en la zona en la que el agua superficial de la salina interacciona con la de la descarga de agua subterránea desde los ambientes



hidrogeomorfológicos adyacentes (dunas y terraza fluvial), existan zonas de mezcla con características mixohalinas. No obstante, pese a estas variaciones en salinidad, existe una dominancia de facies cloruradas sódicas que definen la señal hidroquímica del área.

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.

Carrica, J. C., Lexow, C. & Bonorino, A. G. (2012). La recarga a través de cordones medanosos en zonas semiáridas. Estudio de caso: Médanos, prov. de Buenos Aires, Argentina. *XI Congreso latinoamericano de Hidrogeología*. Cartagena de Indias, Colombia.

Deocampo, D. M. (2015). Geochemistry of Saline Lakes. In *Treatise on Geochemistry*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.01113-4>.

Eugster, H. P. & Hardie, L. A. (1978). Saline Lakes. En: Lerman, A. (Ed.), *Lakes: Chemistry, Geology, Physics* (pp. 237–293). Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4757-1152-3_8.

Hammer, U. T. (1986). *Saline Lake Ecosystems of the World*. Springer Dordrecht.

Last, W. (1993). Lacustrine carbonates of the northern Great Plains of Canada. *Sedimentary Geology*, 85(3–4), 243–264. [https://doi.org/10.1016/0037-0738\(93\)90054-4](https://doi.org/10.1016/0037-0738(93)90054-4)

Rodríguez, D., Schulz, G. & Moretti L. (2018). *Carta de suelos de la República Argentina: partido de Villarino: provincia de Buenos Aires/Darío Rodríguez*. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-carta_de_suelos_villarino.pdf.

Tóth, J. (1999). Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology journal*, 7, 1-14.



ESPECIACIÓN DE ARSENICO EN TRAVERTINOS FÓSILES DEL SALAR DEL PLOMO, ANTOFAGASTA DE LA SIERRA, CATAMARCA

ARSENIC SPECIATION IN FOSSIL TRAVERTINES FROM THE SALAR DEL PLOMO, ANTOFAGASTA DE LA SIERRA, CATAMARCA

Blanco, Bárbara A.¹; Bia, Gonzalo L.^{1,3}; Wannaz, Eduardo D.^{2,3}; Borgnino, Laura C.^{1,3}

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina, ²Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET), Argentina, ³Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina.

barbaraablanco@gmail.com

Resumen

En el Salar del Plomo, noroeste de la Puna Argentina, se destaca una elevación de material travertínico, asociado a un sistema hidrotermal fósil. Intercalado en el travertino se encuentra un depósito de fosgenita ($Pb_2CO_3Cl_2$) y numerosos minerales de arseniatos portadores de Cu, Fe y Zn que rellenan fracturas. En este estudio se utilizó espectroscopía de absorción de rayos X (XAS) para determinar el estado de oxidación del arsénico (As) presente en diferentes capas separadas del material travertínico. Además, se determinó la mineralogía y la composición química mediante DRX, SEM-EDS y FRX, respectivamente. Los resultados indican que la aragonita es el principal mineral identificado en los travertinos con contenidos de 2.600 a 9.200 ppm de As, 1.300 ppm de Sr y 9.382 ppm de Pb. Debido a las condiciones altamente oxidantes encontradas en la región, el As se encuentra principalmente (i.e., 54-100 %) como especie arseniato (As(V)).

Palabras clave: Arsénico, Plomo, Aragonita, Travertino.

Introducción

En la región sur de la Puna del noroeste argentino, existen varios sistemas hidrotermales (tanto fósiles como activos) que contienen carbonatos enriquecidos en As (Bia et al., 2021; Sillitoe y Rodriguez, 2022). Un ejemplo es el Salar del Plomo (Fig. 1a), ubicado a 3.700 m s.n.m. en Antofagasta de la Sierra, Catamarca, Argentina. Este sitio se caracteriza por una mineralización de tipo exótica de Pb-Cu-Zn-As (Angelleli y Valvano, 1946), diseminada en travertinos y, que se encuentran en contacto con sedimentos de tipo *red beds*. La fuente y origen de estas mineralizaciones es motivo de debate: podría deberse al enriquecimiento a través de la movilización de especies minerales desde los sedimentos



o bien tratarse de minerales hipogénicos, lo que lo convertiría en un sitio único a nivel mundial (Sillitoe y Rodríguez, 2022).

En los sistemas hidrotermales, se ha demostrado que el arsénico (As) se incorpora a los minerales de carbonato formando soluciones sólidas. A pesar de la incompatibilidad estructural, los estudios mediante espectroscopía de absorción de rayos X (XAS) han puesto en evidencia que los oxoaniones de As reemplazan sitios de carbonatos en la estructura de calcitas y aragonitas (Alexandratos et al., 2007; Bia et al., 2021). Recientemente, Bia et al. (2025) han demostrado que el arseniato, en conjunto con algunos cationes como Mg^{2+} y Sr^{2+} , favorecen la formación de aragonita.

El objetivo de este trabajo es identificar las especies de As asociadas al material travertínico presente en el Salar del Plomo. Los resultados permitirán evaluar el efecto de la presencia de cationes divalentes, diferentes al Ca (i.e., Fe, Pb, Sr, Cu y Zn), y de oxoaniones de As, en la formación de carbonatos naturales con estructuras tipo aragoníticas.

Materiales y métodos

Se recolectó una muestra de travertino bandeado de la zona de fisura del Salar del Plomo (LB-01, 26°18'21"S; 67°53'34"O). Posteriormente, se realizó un corte delgado de la muestra para su análisis petrográfico. Además, la muestra original se separó en 7 submuestras asociadas a las diferentes láminas del travertino (Fig. 1b).

Los minerales presentes en las muestras fueron identificados mediante difracción de rayos X (DRX) y microscopía electrónica de barrido/espectroscopía de energía dispersiva de rayos X (SEM/EDS). El análisis de DRX se llevó a cabo en el laboratorio de arcillas de CICTERRA y los datos fueron procesados con el software HighScore Plus. Los análisis SEM-EDS se realizaron en LAMARX (FAMAF-UNC). La composición química total se determinó mediante espectrometría de fluorescencia de rayos X portátil (pXRF). Las especies de As se determinaron mediante espectroscopia de absorción de rayos X (XAS). Las determinaciones XAS se realizaron en la línea de luz EMA (Extreme Methods of Analysis) del Laboratorio Nacional de Luz Sincrotrón de cuarta generación SIRIUS (Campinas, Brasil). Se aplicó un ajuste por combinación lineal (LCF) para determinar la proporción de las diferentes especies de As presentes en las muestras estudiadas. Los LCF se realizaron empleando el software Athena, analizando la región comprendida desde 11.840 a 11.920 eV en los espectros XANES normalizados. La contribución de cada fase



representa 100 en términos de porcentaje. El análisis por LCF se llevó a cabo utilizando materiales de referencia extraídos de Bia et al. (2021).

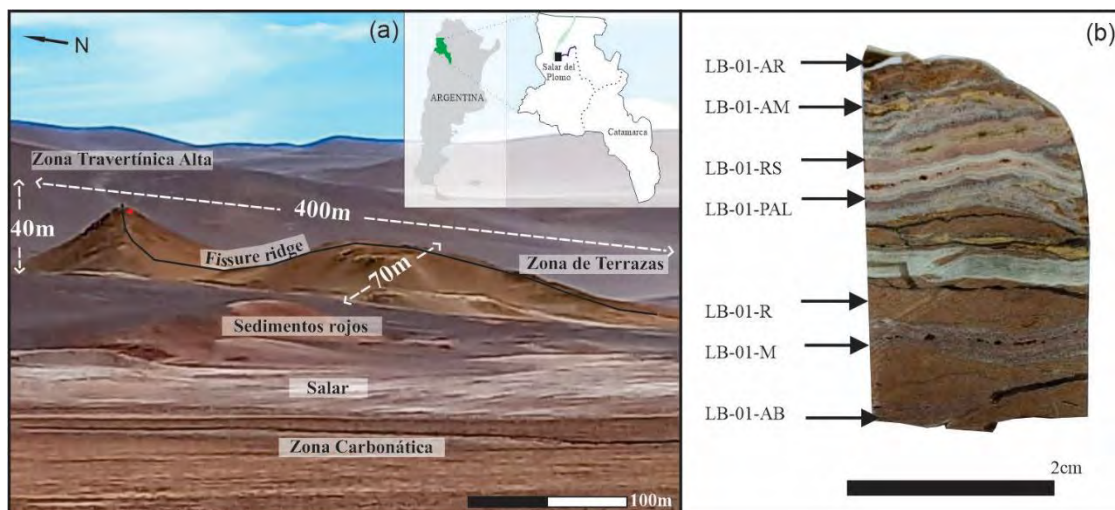


Figura 1. a) Ubicación y vista general del Salar del Plomo, NOA, Argentina. El punto rojo ubicado en la parte superior del *fissure-ridge*, indica el lugar de recolección de la muestra LB-01. b) Bandas de carbonatos analizadas en este trabajo.

Resultados

Análisis petrográfico

Se observa en la muestra de mano que el travertino presenta bandas paralelas de diferentes coloraciones (amarillas, rosas y blancas), con espesores que varían de 1 a 5 mm, rellenando espacios como grietas y fisuras (Fig. 1b). Las diferentes coloraciones estarían dadas por las diferencias en la composición de los fluidos que le dieron origen. Las bandas analizadas han sido clasificadas en 2 tipos: sedimentarias, donde clastos redondeados polimícticos, compuestos en su mayoría por cuarzo y minerales opacos, se encuentran cementados por micrita (muestras LB-AR, -R, -M, y -AB; Fig. 1b); y químicas, en los cuales se identifican minerales precipitados dentro de fracturas o grietas (muestras LB-AM, -RS, -PAL; Fig. 1b) con texturas en empalizada.

Caracterización mineralógica y química

Los resultados de DRX indican que la aragonita es el principal mineral en la muestra LB-01 (Fig. 2a). Los análisis SEM-EDS identifican al As en las 7 submuestras separadas de LB-01. Particularmente, se determinó la presencia de Pb, Sr y As en la muestra LB-01-AR, lo cual sugiere que el As podría estar incorporado en el mineral de aragonita, posiblemente favorecido por la presencia de Sr y Pb, de manera similar a como fue descrito para Mg y Sr (Bia et al., 2025). Por otro lado, existen partículas con altos contenidos de Fe y As, posiblemente asociadas al mineral de yukonita.



En todas las muestras analizadas, las concentraciones de Pb, Sr, Fe, Cu y Zn son elevadas. Además, se observa un alto contenido de As (i.e., 79-71.000 ppm). Sin embargo, las bandas químicas presentan en promedio una menor concentración de As (ej. LB-01-RS, 79 ppm), respecto a las bandas sedimentarias, las cuales presentan los mayores valores (ej. LB-01-M 71.500 ppm). Se observa además una fuerte correlación lineal entre el As y el Fe (Pearson $r=0,998$) en todas las muestras analizadas. El Fe se encuentra en concentraciones variables, con valores altos en las bandas sedimentarias (i.e., 172.000 ppm en la muestra LB-01-M), lo cual se corresponde con la coloración rojiza y marrón de las muestras sedimentarias. La muestra química LB-01-AM presenta un contenido menor (i.e., 36.000 ppm), visible en la coloración amarilla que le otorga a esta banda.

Las altas concentraciones de Sr varían entre 4.000 a 20.000 ppm aproximadamente, pero sin una tendencia definida entre las bandas químicas y las sedimentarias. Los valores más altos de Pb están presentes en la muestra LB-01-PAL, con 114.313 ppm. Esta muestra se trata de un aragonito blanco, de textura en empalizada. Si bien el valor es significativamente alto, no se identifican minerales de plomo en la muestra, por lo que el mismo se encontraría incorporado en el mineral aragonito. La mayoría de las bandas analizadas presentan altas concentraciones de este catión y se evidencia una buena correlación lineal con el Ca en las muestras químicas (Pearson $r=0,937$).

Las concentraciones de Cu y Zn no reflejan grandes anomalías en esta zona del sistema. En términos generales, las concentraciones son mayores en las bandas sedimentarias que en las químicas.

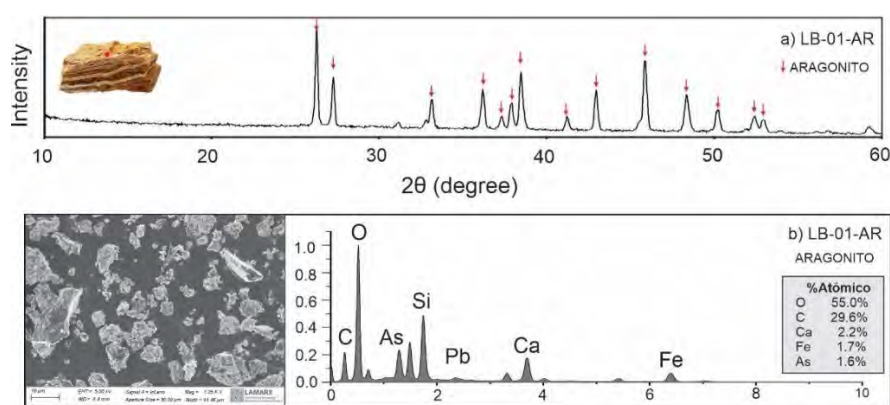


Figura 2. a) Patrón de DRX de la muestra LB-01-AR, el punto rojo indica la sección analizada. b) Imagen SEM y espectro EDS de la muestra LB-01-AR, se indica la presencia de Fe y As en el aragonito.



Especiación sólida del As: análisis XAS

Los espectros XANES del As en las muestras de carbonatos se compararon con compuestos de referencia, a fin de identificar el estado de oxidación del As. Se determinaron los valores de la posición del pico principal en los espectros empleando la primera derivada (E0), y la proporción de las especies de As (Fig. 3) utilizando LCF.

El análisis de las primeras derivadas de los espectros XANES permitió diferenciar dos estados de oxidación del As: As(III) y As(V). Los resultados obtenidos por LCF muestran que el As(V) es el estado de oxidación dominante (>90 %). La fracción restante corresponde al As(III) y posiblemente As(I-). A excepción de la muestra LB-01-AM, todas las demás muestras presentan mayoritariamente compuestos As(V) asociado a cationes de Ca y Mg, con valores de E0 de aproximadamente 11.871 eV. La muestra LB-01-AM es la única que presenta el mayor porcentaje de As asociado a Fe (43 %), con un valor de del E0 (11.870,7). Se observa un comportamiento similar, pero en menor porcentaje, para las muestras LB-01-M y LB-01-R. La asociación As(V)-Fe se corresponde con la relación lineal identificada con XRF.

Finalmente, en el caso puntual de la muestra LB-01-AR se detectó 9 % de As(III) reducido y en la muestra LB-01-R se identificó posiblemente un 3 % de As(I-).

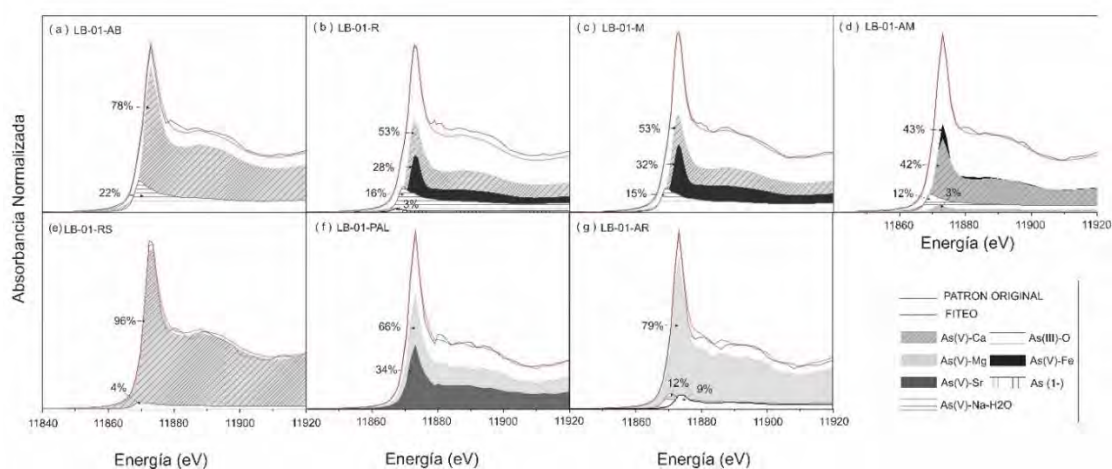


Figura 3. Combinación lineal de los espectros XANES en el borde K del As. Las líneas negras continuas representan los espectros medidos; las líneas rojas continuas indican los resultados del ajuste a los espectros medidos utilizando materiales de referencia. Además, se indican los resultados en términos de porcentajes de cada una de las especies de As.

Conclusiones

Este estudio permitió identificar las especies de As presentes en travertinos fósiles del Salar del Plomo. Estos aragonitos precipitan como resultado de procesos químicos que facilitan la incorporación del As.



A partir del análisis XANES se determinó que el As(V) es el estado de oxidación dominante en todos los aragonitos, mientras que las especies reducidas (As(III) y As(-1)) se encuentran asociadas a las bandas sedimentarias. El enriquecimiento de Pb y Sr en el material travertínico, podría ser un condicionante en el tipo de polimorfo de Ca-carbonato formado, promoviendo la precipitación de aragonito sobre calcita y en consecuencia en la incorporación de las especies de arseniato.

Por otro lado, el As(III) y As(-1) podría tener su origen en los gases fumarólicos que han estado en contacto con el travertino en su etapa activa.

Referencias bibliográficas

Alexandratos, V., Elzinga, E. & Reeder, R. (2007). Arsenate uptake by calcite: macroscopic and spectroscopic characterization of adsorption and incorporation mechanisms. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 4172–4187.

Angelelli, V. & Valvano, J. (1946). La fosgenita primaria del Salar del Plomo. *Revista de la Sociedad Geológica Argentina*, 1: 257-269.

Bia, G., García, M., Soto Rueda, E., et al. (2021). Arsenic in natural carbonates: the role of the biogeochemical conditions in its solid speciation. *Chemical Geology*, 583, 120477.

Bia, G., García, M., Blanco, C., et al. (2025). The role of arsenate in the precipitation of aragonite-type Mg- and Sr-bearing Ca-carbonates at Earth surface conditions. *Chemical Geology*, 686, 122824.

Sillitoe, R. & Rodríguez, G. (2022). Exhalative red-bed copper mineralization in travertine, Puna Plateau, northwest Argentina. *Mineralium Deposita*. <http://dx.doi.org/10.1007/s00126-022-01134-y>.



ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA HIDROGEOQUÍMICA Y SALES EVAPORÍTICAS DE SALINA DE PIEDRA, BUENOS AIRES

PRELIMINARY ANALYSIS OF THE HYDROGEOCHEMISTRY AND EVAPORITE SALTS OF SALINA DE PIEDRA, BUENOS AIRES

Acosta, Rosario¹; Carol, Eleonora¹; Borzi, Guido¹; Vigiani, Luis¹; Kürten, Germán¹

¹Centro de Investigaciones Geológicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de La Plata. racosta@cig.museo.unlp.edu.ar

Resumen

Al sur de la provincia de Buenos Aires se encuentra la Salina de Piedra, localizada en un bajo con un alto desnivel respecto de la llanura que lo rodea. El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización hidroquímica preliminar e identificar el tipo y la distribución de sales evaporíticas en una transecta de la salina. Se tomaron muestras de agua subterránea, agua superficial y sales evaporíticas, para la determinación de iones mayoritarios en laboratorio midiéndose in situ el pH y la conductividad eléctrica. La mineralogía de las sales evaporíticas se determinó mediante difracción de rayos X. El agua subterránea presentó facies Na-Cl, con una disminución relativa de SO_4^{2-} y un aumento en el Mg^{2+} hacia el interior de la laguna (facies Na/Mg-Cl), asociado a la precipitación de yeso en los bordes y en los sedimentos debajo de la capa de halita que conforman el sustrato de la salina.

Palabras clave: Sales evaporíticas, Ambientes salinos, Facies hidroquímicas, Iones mayoritarios.

Introducción

Los ambientes salinos e hipersalinos tienen lugar principalmente en cuencas endorreicas de climas áridos y semiáridos (Hardie et al., 1978). Para que estos ambientes persistan, la salida de agua del sistema debe ser muy restringida, la evaporación debe superar al agua que ingresa y, además, el caudal que ingresa debe ser suficiente para mantener el cuerpo de agua permanente en la superficie o muy cerca de ella (Eugster y Hardie, 1978; Jones y Deocampo, 2003). En muchas de estas cuencas, asociadas a lagunas hipersalinas, se desarrollan depósitos de sales evaporíticas, gran parte de las cuales tienen alto potencial económico y son explotadas (SEGEMAR UNSAM, 2003; Alonso, 2006).

Al sur de la provincia de Buenos Aires, en las cercanías de la localidad de Cardenal Cagliero, las precipitaciones cercanas a 300 mm/año, son superadas por la evapotranspiración potencial que alcanza los 730 mm/año (Misseri et al., 2020),



favoreciendo el desarrollo de ambientes salinos. Un ejemplo lo constituye la Salina de Piedra (Fig. 1a), localizada a 10 km al NNE de Cardenal Cagliero, que está alojada en una depresión alargada NO-SE, con una longitud máxima de 12,5 km y un ancho que ronda los 3 km (Schalamuk et al., 1999). El piso del bajo se encuentra a -5 m s.n.m. mientras que la llanura que lo rodea alcanza cotas de 30 m s.n.m., existiendo un importante desnivel entre la depresión y sus alrededores que queda evidenciado por la presencia de barrancas (Del Blanco y Schalamuk, 1993). Esta salina está sustentada por el aporte de agua subterránea y presenta abundantes sales evaporíticas en superficie (Cordini, 1967; Del Blanco y Schalamuk, 1993; Schalamuk et al., 1999). El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización hidroquímica preliminar e identificar el tipo y la distribución de sales evaporíticas en una transecta de la Salina de Piedra.

Materiales y Métodos

Teniendo en consideración la accesibilidad a la salina se generó una transecta de muestreo SO-NE, compuesta por puntos de medición y muestreo de agua superficial, agua subterránea y de sales evaporíticas (Fig. 1a y b). Los puntos de muestreo de agua subterránea comprenden perforaciones existentes ubicadas en la llanura adyacente a la salina y a sitios de descarga de agua subterránea en los bordes de la salina. Por su parte, tanto el agua superficial como las sales evaporíticas se muestrearon en el bajo que aloja a la salina. En cada punto de muestreo de agua se tomaron muestras para la determinación de iones mayoritarios en laboratorio y se midieron *in situ* el pH y la conductividad eléctrica (CE) del agua con un equipo multiparamétrico portátil (Lutron WA-2017SD).

Los análisis químicos se realizaron en el laboratorio de Geoquímica del Centro de Investigaciones Geológicas, según métodos estandarizados (APHA, 1998). Carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) fueron determinados por titulación. Sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, mientras que sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-) fueron medido por espectrofotometría UV-Visible. Los datos químicos fueron procesados utilizando el software Diagrammes (Simler, 2009), analizándose la facies y señal hidroquímica mediante diagramas de Schoeller (1977). Por su parte, la mineralogía de las muestras de precipitados evaporíticos fue determinada a través de difracción de rayos X (DRX) en el laboratorio de DRX del Centro de Investigaciones Geológicas mediante un difractómetro PANalytical X'Pert Pro con lámpara de Cu que opera a 40 mA y 40 kV.

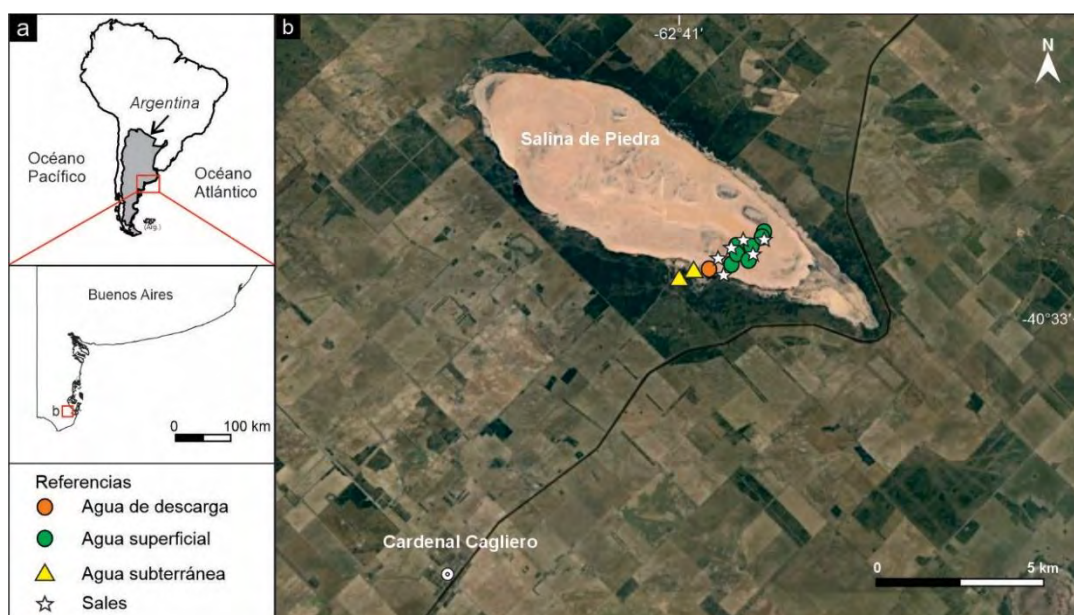


Figura 1. a) Ubicación del área de estudio. b) Imagen satelital del área de estudio indicando los sitios de muestreo.

Resultados

Al momento del muestreo se observó una delgada lámina de agua superficial sobre la capa de sales en algunos sectores del bajo (Fig. 2a). Además, se observaron a lo largo de los márgenes zonas de descarga de agua subterránea, formando canales de pequeñas dimensiones que drenan el agua de la descarga hacia la laguna (Fig. 2b y c).

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos de las distintas muestras de agua tomadas, se observaron diferencias en la conductividad eléctrica, pH y señal hidroquímica. El agua subterránea muestreada de perforaciones presentó CE entre 17,8 y 23,0 mS/cm, pH levemente alcalinos con valores de 7,92 y facies Na-Cl. A su vez, el diseño del diagrama de Schoeller muestra que también registran contenidos considerables de SO_4^{2-} , Ca^{2+} y Mg^{2+} (Fig. 2d). Para los aniones, su abundancia fue $\text{Cl}^- \sim \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$, en tanto que para los cationes fue $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} \sim \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$. Por su parte, la descarga de agua subterránea presentó CE de 110,3 mS/cm, pH de 7,20 y facies Na-Cl. Si bien el diseño del gráfico de Schoeller es similar al del agua subterránea de las perforaciones (aunque con mayores concentraciones iónicas) se observa en la descarga de agua subterránea una tendencia al aumento en Mg^{2+} y disminución en Ca^{2+} . El agua superficial de la salina presentó CE promedio de 115,1 mS/cm y pH de 7,72. La señal hidroquímica muestra una tendencia al aumento en Mg^{2+} lo que determina que la facies sea Na/Mg-Cl. En este caso, para los aniones la abundancia fue $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$ y para los cationes se registró $\text{Na}^+ \sim \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ (Fig. 2d). Si se comparan las muestras en relación al flujo de agua se observa que desde el agua subterránea de las perforaciones en la llanura,

hacia la zona de descarga en el borde del bajo y dentro del bajo en el agua superficial ocurre un aumento en el contenido de Mg^{2+} asociado a una leve disminución del Na^+ y una marcada disminución del Ca^{2+} . Para los aniones, en todos los casos domina el Cl^- , pero existe una disminución relativa del SO_4^{2-} hacia el centro de la laguna (Fig. 2d).

En cuanto a las sales evaporíticas, existen niveles compuestos principalmente por yeso con pequeñas cantidades de halita, que se encuentran intercalados entre los sedimentos detríticos, por debajo de la capa salina (Fig. 3a y b). Además, se encuentran precipitados de yeso en forma de mamelón hacia los bordes de la laguna (Fig. 3c y d). Por otro lado, cubriendo casi la totalidad del bajo, con excepción de los bordes y del sector oriental, se encuentra una capa conformada principalmente por halita (Fig. 3e, f y g), que aumenta su espesor hacia el centro de la salina, alcanzando valores de por lo menos 10 cm.

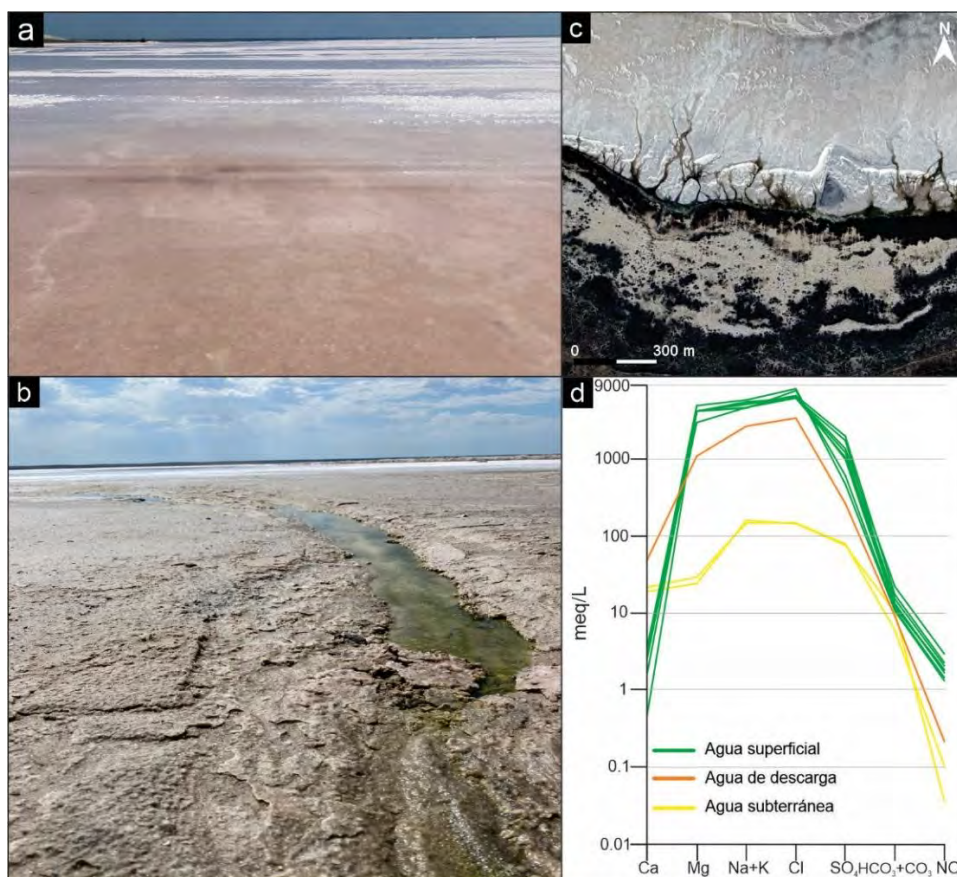


Figura 2. a) Fotografía de la salina en donde se observa una lámina de agua superficial en algunos sectores. b) Fotografía del canal sustentado por agua de la descarga de agua subterránea. c) Imagen satelital de las zonas de descarga de agua subterránea. d) Diagrama de Schoeller para todas las muestras de agua analizadas.

Conclusiones

Los resultados obtenidos, si bien son preliminares, permitieron reconocer la existencia de aportes desde la descarga de agua subterránea con composiciones hidroquímicas



similares a las de la laguna, así como también una distribución de sales evaporíticas, existiendo una relación entre los iones mayoritarios del agua y las evaporitas presentes. El agua subterránea, si bien registra facies Na-Cl, presenta contenidos bastante similares entre el SO_4^{2-} y el Cl^- y concentraciones considerables de Ca^{2+} , que da lugar a la precipitación de yeso en los sectores de borde asociados a las descargas de agua subterránea y en los sedimentos debajo de la costra, que corresponden a las precipitaciones iniciales en la evolución de este tipo de cuerpos evaporíticos. Por su parte, a diferencia del agua subterránea, en el agua superficial se encuentran bajas concentraciones de Ca^{2+} en relación a otros cationes como el Na^+ o Mg^{2+} y, además, existe una clara dominancia del Cl^- por sobre el SO_4^{2-} . Esto se relaciona con la precipitación de yeso que genera un decrecimiento en las concentraciones tanto en Ca^{2+} como en SO_4^{2-} . Esto también se asocia a la ausencia de yeso en superficie, existiendo una total dominancia de cloruros de sodio tales como la halita, asociado a estadios evolutivos posteriores. A su vez, la precipitación de estos tipos de sales evaporíticas que no tienen Mg^{2+} en su composición determinan que se concentre este catión en el agua superficial de la salina y la facies hidroquímica tienda a cambiar a Na/Mg-Cl.

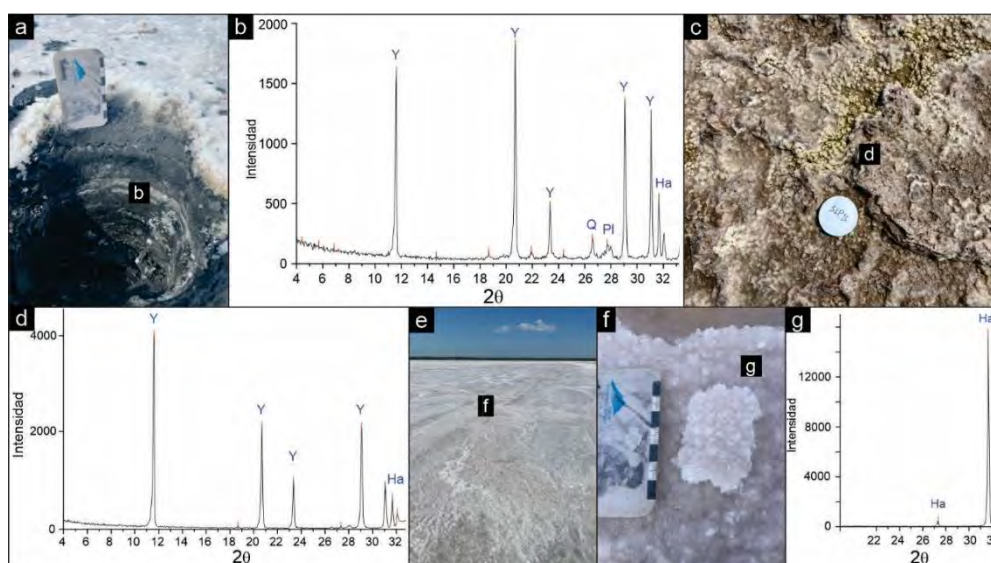


Figura 3. a y b) Fotografía de los niveles evaporíticos intercalados con los sedimentos que están debajo de la costra salina y DRX. c y d) Fotografía de los mamelones ubicados en superficie en los bordes de la laguna y DRX. e) Fotografía de la costra salina. f y g) Fotografía en detalle de los cristales de halita y DRX. Ha: halita, Q: cuarzo, Pl: plagioclasa, Y: yeso.

Referencias bibliográficas

Alonso, R. N. (2006). Ambientes Evaporíticos continentales de Argentina. *Serie de Correlación Geológica*, 21: 12-2006; 155-170.

American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard methods for the*



examination of water and wastewater. American Public Health Association.

Cordini, R. I. (1967). *Reservas salinas de Argentina*. Anales XIII (pp. 113) Instituto Nacional de Geología y Minería <http://repositorio.segemar.gov.ar/308849217/816>.

Del Blanco, M. A. & Schalamuk, I. (1993). Contribución al conocimiento de los cuerpos salinos del partido de Patagones, provincia de Buenos Aires. En: *Situación Ambiental de la Provincia de Buenos Aires; a. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental*, N° 23.

Eugster, H. P. & Hardie, L. A. (1978). Saline Lakes. En Lerman, A. (Ed.), *Lakes: Chemistry, Geology, Physics* (pp. 237-293). Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4757-1152-3_8

Hardie, L. A., Smoot, J. P., & Eugster, H. P. (1978). Saline Lakes and Their Deposits: A Sedimentological Approach. En: Matter, A. & Tucker, M. E. (Eds.), *Modern and Ancient Lake Sediments* (pp. 7-41). International Association of Sedimentologists.

Jones, B. F. & Deocampo, D. M. (2003). Geochemistry of saline lakes. En: Drever, J.I. (Ed.), *Treatise on Geochemistry: Surface and Groundwater, Weathering and Soils*, 5: 365-392.

Misseri, L., Cellone, F., Bouza, P., et al. (2020). Geohidrología de un sector de la marisma de San Blas. *Revista del Museo de La Plata*, 5 (2), 500-509.

Schalamuk, I., Del Blanco, M., Marchionni, D., et al. (1999). Salinas y sulfateras de la región pampeana, Buenos Aires y La Pampa. En: Zappettini, E. O. (Ed.), *Recursos Minerales de la República Argentina, Instituto de Geología y Recursos Minerales SEGEMAR*.

Schoeller, H. (1977). Geochemistry of groundwater. En: *Groundwater studies-An international guide for research and practice* (pp. 1-18). UNESCO.

SEGEMAR-UNSAM. (2003). *Sales*. Publicación técnica del SEGEMAR – UNSAM N°9.

Simmler, R. (2009). *Diagrammes: Logiciel d'hydrochimie multilangage en distribution libre*. Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon, Versión 6.59.



EVALUACIÓN DEL IMPACTO ANTROPOGÉNICO MEDIANTE ANÁLISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO EN SEDIMENTOS DE LOS HUMEDALES DE SALINAS DEL BEBEDERO

EVALUATION OF ANTHROPOGENIC IMPACT THROUGH MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS IN SEDIMENTS FROM THE SALINAS DEL BEBEDERO WETLANDS

Tello, Jesica ¹; Colombetti, Patricia ^{1,2}; Leporati, Jorge³; Ferrari, Gabriela ^{1,2}; Jofré, Mariana ^{1,2}; González, Patricia ^{1,2}

¹Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Química Bioquímica y Farmacia, ²Instituto de Química San Luis, INQUISAL, ³Universidad Nacional de San Luis, Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias. jatello@email.unsl.edu.ar

Resumen

En este trabajo se presenta el análisis multivariado de datos provenientes de la caracterización geoquímica de muestras de sedimentos procedentes de Humedales de Salinas del Bebedero ubicados en el centro-oeste de la provincia de San Luis. La concentración de elementos mayoritarios y minoritarios se determinó a través de FRX. De acuerdo a los valores guía de calidad de sedimentos para la vida acuática de las normas canadienses, el elemento Cr presentó una concentración promedio superior al sugerido. Mediante análisis estadístico se examinaron las asociaciones de sitios y la composición geoquímica, permitiendo hacer inferencias sobre la relación entre la composición y las actividades antropogénicas llevadas a cabo en cada sitio de estudio. En sitios con múltiples impactos antropogénicos, como descargas de efluentes cloacales, depósitos de basura, rutas cercanas, se observaron concentraciones de metales pesados más elevadas que en aquellos sitios que sufrían menos alteraciones.

Palabras clave: Geoquímica, Metales Pesados, Actividades Antropogénicas, Técnicas Multivariadas.

Introducción

Los humedales cumplen funciones esenciales en el ciclo hidrológico y en la regulación de cuencas, estuarios y aguas costeras. Además, mitigan inundaciones, retienen sedimentos, recargan acuíferos y absorben contaminantes (Colombetti et al., 2020; Migani et al., 2015). En zonas áridas y semiáridas, su importancia aumenta, actuando como oasis ecológicos que sostienen procesos biogeográficos únicos y modelan comunidades biológicas adaptadas a condiciones extremas.



En estos ambientes, los sedimentos son sumideros y, en ocasiones, fuentes de contaminantes, funcionando como reservorios temporales o permanentes de sustancias naturales o derivadas de actividades humanas. Su interacción con la columna de agua permite el intercambio de elementos traza, nutrientes y contaminantes, pudiendo alterar el equilibrio ecológico (Cantera et al., 2019). Procesos como la erosión y el transporte sedimentario pueden dispersar contaminantes a lo largo de las cuencas, afectando la funcionalidad de los humedales (García-Chevesich et al., 2021). Entre los contaminantes más relevantes destacan los metales pesados, asociados principalmente a la minería, agricultura intensiva y descargas de efluentes. Estos representan un riesgo para la biota y la salud humana, y pueden removilizarse hacia el agua bajo ciertas condiciones. Por ello, analizar su concentración en sedimentos es clave para identificar fuentes y predecir impactos (Herrera Núñez et al., 2013).

El humedal de Salinas del Bebedero, ubicado en el centro-oeste de la provincia de San Luis, es un ecosistema de relevancia ambiental y socioeconómica para la región, ya que funciona como refugio para la biodiversidad local, actúa como regulador natural de la calidad del agua en un ambiente árido y sostiene actividades productivas como la extracción de sal y la ganadería extensiva. Los sedimentos de este humedal desempeñan un papel fundamental como reservorios y mediadores en los procesos biogeoquímicos, influyendo directamente en la retención y movilización de nutrientes y contaminantes. El presente estudio aplicó técnicas de análisis estadístico multivariado para caracterizar la composición geoquímica de los sedimentos de los humedales de Salinas del Bebedero, con el propósito de identificar patrones de distribución de elementos y evaluar el impacto de las actividades antropogénicas sobre la calidad ambiental de la zona.

Materiales y Métodos

Los muestreos se realizaron durante el periodo 2015-2017, de forma trimestral y con base en mediciones de lluvia que definieron estaciones secas y húmedas. Las muestras de sedimento de corriente se tomaron sobre el fondo del cauce o de los bañados. Los cinco sitios de muestreo pueden observarse señalados en el mapa de la figura 1. El sitio B1 se ubica sobre los Bañados del Bebedero, el Sitio B2 sobre el arroyo Bebedero, el sitio B3 sobre el río Desaguadero, en el límite entre San Luis y Mendoza, el sitio M6 también sobre el río Desaguadero en la localidad de Mosmota y el Sitio S en cercanías a la laguna de Salinas del Bebedero. Todos los sitios presentaban perturbaciones antropogénicas como cercanía a rutas, a vías de tren, asentamientos cercanos, descargas de efluentes



cloacales y domiciliarios, ganadería extensiva, extracción de áridos, extracción de sal, entre otras.

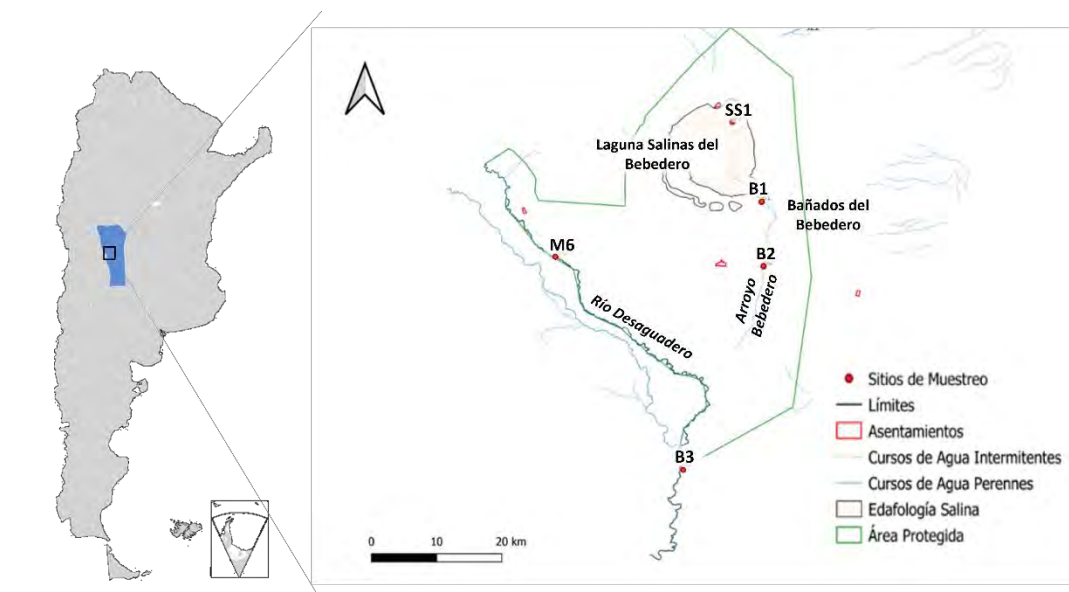


Figura 1. Mapa del humedal de Salinas del Bebedero indicando los sitios estudiados.

Se determinó la textura del sedimento mediante tamizado. El contenido de elementos mayoritarios y minoritarios se determinó a través espectrometría de fluorescencia de rayos X dispersiva en longitud de onda (FRX) con un equipo marca Philips, modelo PW 1400 con tubo ánodo de Rh y cristal analizador de LiF 200 (4,028 Å). La cuantificación se efectuó mediante comparación contra curva de calibrado de patrones internacionales (SO₂, SO₃, SO₄, patrones de suelo distribuido por *Energy Mines and Resources* Canadá; SARM 42 patrón de suelo certificado; SARM 51 patrón de sedimento de corriente certificado, ambos distribuidos por SA *Bureau of Standards-Sudáfrica*). Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente a través del software libre R versión 4.01, aplicando técnicas multivariadas de análisis.

Resultados y Discusión

El análisis textural indicó que el sedimento del sitio B1 se componía de un 25 % arena fina y un 75 % limo-arcilla, el sitio B2 contenía un 46 % arena fina y un 54 % de limo-arcilla, el sedimento del sitio B3 se componía de un 98,57 % arena fina y un 1,43 % limo-arcilla y, finalmente, para el sitio M6 la textura del sedimento fue 60 % arena fina y 40 % de limo-arcilla. El sedimento del sitio SS1, estaba compuesto prácticamente en su totalidad por sales.

Los resultados de los valores promedio de concentraciones de elementos mayoritarios y



minoritarios obtenidos por FRX en las muestras de sedimento se informan en la tabla 1. En la misma se observan desviaciones estándar elevadas para algunos elementos. Esto puede explicarse considerando que se promediaron valores correspondientes a mediciones en muestras tomadas en épocas de aguas altas y bajas lo que implica una alta variabilidad de concentraciones debido a las características áridas de la zona y una influencia desigual de actividades humanas y procesos naturales.

Dado que no existen reglamentaciones específicas para calidad de sedimentos, se analizó la concentración promedio de metales de la zona de acuerdo a los valores guía de calidad de sedimentos para la vida acuática canadienses (*Canadian Council of Ministers of the Environment* [CCME], 1999). Se observó que el único elemento que supera el valor de referencia ($37,6 \text{ mg Kg}^{-1}$) es Cr para la muestra del sitio SS1, siendo 1,18 veces mayor.

Tabla 1. Valores promedios de concentración total de elementos ($\bar{x}$) y su desviación estándar (S) determinados por FRX en muestras de sedimento. La concentración de elementos mayoritarios se expresa en % de óxidos (a excepción de Cl y S). La concentración de Ba, Zn, Ni, Cu, Pb, Cr, Co y Sr está expresada en mg Kg^{-1} .

Elemento	B1		B2		B3		M6		SS1
	$\bar{x}$	S	$\bar{x}$	S	$\bar{x}$	S	$\bar{x}$	S	$\bar{x}$
SiO ₂	69,11	15,08	62,99	10,87	68,60	13,73	63,96	28,92	30,44
Al ₂ O ₃	12,77	2,70	15,90	5,08	13,75	5,32	14,51	6,65	6,17
CaO	4,40	2,72	7,30	3,00	4,77	2,08	6,44	0,75	18,35
Fe ₂ O ₃	3,31	0,69	3,42	0,22	3,13	0,90	3,04	0,17	2,25
K ₂ O	1,71	0,58	1,61	0,48	1,67	0,57	1,28	0,47	1,20
TiO ₂	0,46	0,16	0,45	0,12	0,47	0,24	0,36	0,05	0,22
MgO	2,68	2,58	3,76	2,25	2,85	1,81	2,32	2,25	10,79
P ₂ O ₅	0,07	0,04	0,10	0,03	0,09	0,04	0,11	0,02	0,22
MnO	0,07	0,01	0,06	0,01	0,06	0,02	0,07	0,01	0,06
Cl	0,96	0,55	1,59	0,75	1,50	0,71	2,33	-	3,17
S	0,76	0,98	2,24	1,22	1,37	0,92	2,86	0,13	1,46
Ba	355,52	115,39	335,29	78,86	350,73	95,43	386,89	131,35	196,17
Zn	54,69	26,12	78,18	17,45	64,70	28,75	78,90	23,36	64,59
Ni	8,84	5,21	11,09	2,79	17,31	16,74	2,21	-	18,52
Cu	18,16	8,51	18,15	10,35	18,05	16,50	10,49	3,05	16,85
Pb	14,98	3,29	14,30	3,38	14,28	2,89	12,54	1,94	13,90
Cr	36,06	11,19	32,64	13,22	31,41	0,62	29,86	-	44,31
Co	11,92	2,58	12,00	2,41	11,59	3,13	11,56	4,05	7,82
Sr	238,82	257,95	329,78	435,37	304,00	392,08	139,36	128,71	194,22

En SS1 se realizó una única determinación. Ni, Cr y Cl no pudieron ser determinados en M6 por la elevada salinidad.

Para el estudio estadístico multivariado descriptivo se aplicaron las técnicas de Análisis de Componentes Principales, Análisis de Clústers Jerárquico y Mapas de calor sobre los



datos promedio de la concentración de elementos determinados por FRX. En este trabajo sólo se presentarán los resultados obtenidos para el Mapa de Calor. Este último se realizó con el fin de analizar las variables que relacionaban a los sitios y la relación entre las variables a partir de matrices de distancia (Fig. 2).

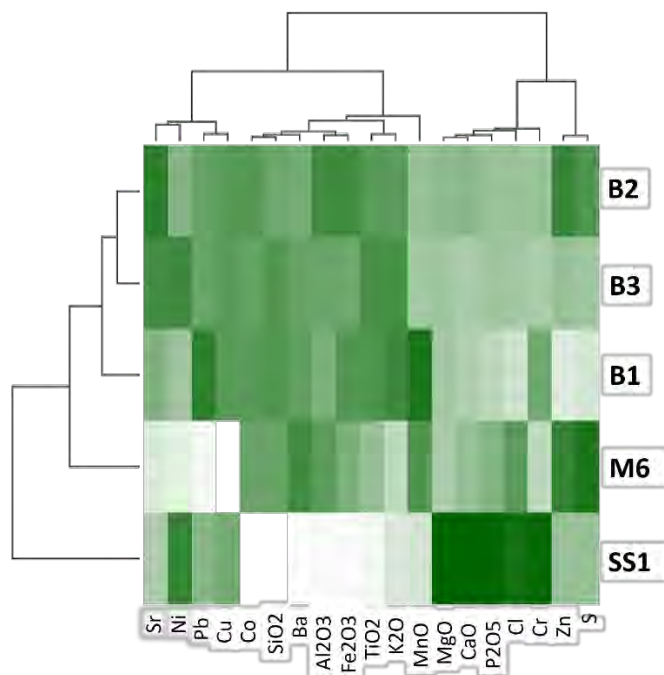


Figura 2. Mapa de calor de sitios y concentraciones de elementos mayoritarios y minoritarios.

Estas relaciones, se visualizan mediante una escala cromática, donde los tonos más oscuros representan valores más elevados de las variables. Se observó que el sitio SS1 está caracterizado por MgO, CaO, P₂O₅, Cl, Cr y Ni, presentando valores más elevados de los mismos respecto a los otros sitios. El sitio SS1, según indican los elementos a los cuales se asocia y las características de la zona, estaría compuesta por carbonatos (de calcio y magnesio), fosfatos y cloruros. El metal Ni puede encontrarse bajo la forma de cloruro (NiCl₂), mientras que Cr puede encontrarse como el oxianión cromato (CrO₄²⁻) (Bohn et al., 1993) y podría ser adsorbido sobre minerales de óxidos e hidróxidos de Fe y Mn. Las perturbaciones antropogénicas registradas en la zona —incluyendo descargas de efluentes cloacales y domiciliarios, basureros clandestinos, y actividades extractivas y agrícolas— generan condiciones fisicoquímicas y aportes que favorecen la presencia y movilidad de estas especies, incrementando así su concentración y potencial impacto ambiental en los sedimentos. El sitio M6, está caracterizado por las variables Zn, Ba y S, este último elemento también se presenta asociado a la muestra del sitio B2. La muestra correspondiente al sitio B1, si bien se agrupa con B2 y B3, presenta valores de SiO₂, MnO y Pb, más elevados que el resto del grupo. La asociación de MnO-Pb podría indicar la



adsorción de Pb sobre hidróxidos de Fe y Mn. El sitio B3, se caracteriza por mayor concentración de SiO_2 , K_2O y TiO_2 respecto a B2 y B3 y, finalmente, el sitio B2 exhibe valores de Al_2O_3 , Fe_2O_3 , Sr, Co y Zn más elevado respecto a su grupo y al resto de los sitios.

Los resultados indican que la disposición en el mapa de calor de los dos primeros grupos, M6 y SS1, puede deberse a la elevada salinidad de los mismos (relacionada principalmente a Cl^-) que los distinguen de B1, B2 y B3. En relación a los sitios B1, B2 y B3, pero fundamentalmente B2 y B3, pueden estar asociados por su composición geoquímica similar y por presentar concentraciones similares de los elementos Cu, Pb, Co, Ba y Ni, metales asociados a actividades antropogénicas presentes en los sitios, principalmente depósitos de basura, descargas de efluentes, extracción de áridos y cercanía a rutas.

Conclusiones

El presente estudio, mediante la aplicación de técnicas de análisis estadístico multivariado, permitió caracterizar la composición geoquímica de los sedimentos de los humedales de Salinas del Bebedero y evidenciar patrones de distribución diferenciados de elementos. Los resultados mostraron que ciertos sitios, especialmente aquellos afectados por actividades antropogénicas como descargas de efluentes, basureros clandestinos y cercanía a rutas, presentan concentraciones elevadas de metales pesados como Cr, Ni y Zn, superando en algunos casos los valores guía para la calidad de sedimentos. Estos hallazgos confirman el impacto significativo de las actividades humanas sobre la calidad ambiental del humedal, subrayando la necesidad de implementar medidas de monitoreo y conservación que permitan mitigar dichos efectos y preservar la integridad ecológica del área.

Referencias bibliográficas

Bohn, H. L., McNeal, B. L. & O'Connor, G. A. (1993). *Química del suelo* (1ra ed.), (pp. 370). Editorial Limusa S.A. Grupo Noriega Editores, Mexico.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (1999). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. <https://ccme.ca/en/resources/sediment>.

Cantera, C., Scasso, R. & Santos, M. (2019). Caracterización geoquímica y evaluación de la retención de elementos traza en sedimentos del río reconquista. En *Reunión*



Argentina de Geoquímica de la Superficie. Centro de Investigaciones Geológicas (CIG) y Centro de Investigaciones en Química Inorgánica (CEQUINOR), La Plata, Argentina. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/77067>.

Colombetti, P., Calderon, M., Tello, J., et al. (2020). Relationships between aquatic invertebrate assemblages and environmental quality on saline wetlands of an arid environment. *Journal of Arid Environments*, <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104245>

García-Chevesich, P., Pizarro, R., Lehmann, C., et al. (Eds.) (2021). *Estado actual de la gestión de sedimentos en nueve países de las Américas*. United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. Iniciativa Internacional de Sedimentos. [Documento Técnico]. Montevideo.

Herrera Núñez, J., Rodríguez Corrales, J., Coto Campos, J. M., et al. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Revista Tecnología En Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v26i1.1119>.

Migani, F., Borghesi, F. & Dinelli, E. (2015). Geochemical characterization of surface sediments from the northern Adriatic wetlands around the Po river delta. Part I: Bulk composition and relation to local background. *Journal of Geochemical Exploration*. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.05.003>.



CONTROL GEOMORFOLÓGICO SOBRE LA HIDROQUÍMICA DE LAGUNAS SOMERAS DEL OESTE BONAERENSE

GEOMORPHOLOGICAL CONTROL ON HYDROCHEMISTRY OF SHALLOW LAKES IN WESTERN BUENOS AIRES

Acosta, Rosario¹; Carol, Eleonora¹

¹Centro de Investigaciones Geológicas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de La Plata. racosta@cig.museo.unlp.edu.ar

Resumen

En el oeste de la provincia de Buenos Aires numerosas lagunas con diferentes características hidroquímicas se desarrollan dentro de ambientes geomorfológicos contrastantes en un contexto de clima subhúmedo. El objetivo de este trabajo fue analizar la variabilidad en la conductividad eléctrica y en los iones mayoritarios de dos lagunas ubicadas en unidades geomorfológicas diferentes. Se analizó la geomorfología, el flujo de agua y se tomaron muestras de agua para la determinación de iones mayoritarios en laboratorio midiéndose in situ el pH y la conductividad eléctrica. En el sector de mantos arenosos el agua es salina con facies Na-Cl y en el sector de planicie el agua tiene la misma facies pero es hipersalina. Los resultados obtenidos evidencian que la geomorfología ejerce control no solo sobre los flujos de agua sino también sobre la hidroquímica, mostrando en el sector estudiado una gran variabilidad de las diferentes lagunas que en él se desarrollan.

Palabras clave: Salinidad del agua, Facies hidroquímicas, Unidades geomorfológicas, Flujo de agua.

Introducción

El desarrollo de cuerpos lagunares está asociado a cuencas endorreicas o zonas deprimidas a las que drena el agua no encausada o existe un aporte desde los flujos de agua subterránea. En consecuencia, la geomorfología es uno de los principales factores que condicionan el funcionamiento hidrológico de un área reflejándose este control también en la química del agua. De esta manera en áreas con marcado desarrollo de cuerpo lagunares y en donde coexisten diversas geomorfologías, es de esperar que las características hidroquímicas tanto de agua superficial como subterránea sean diferentes pese a la proximidad en que estos cuerpos lagunares puedan encontrarse. En el oeste de la provincia de Buenos Aires numerosos cuerpos lagunares se desarrollan dentro ambientes geomorfológicos contrastantes. Particularmente en las proximidades de la



localidad de Rivera es posible reconocer ambientes asociados a campos de dunas y paleo valles longitudinales limitados por planicies estructurales elevadas a los que se superponen depósitos de loess y mantos arenosos (Lorenzo et al., 2013; Folguera y Zárate, 2018). El área se caracteriza por un clima subhúmedo en donde la evapotranspiración potencial supera a las precipitaciones en la mayoría de los meses del año (Acosta et al., 2023). En este contexto climático y geomorfológico se alojan múltiples lagunas que exhiben diferentes salinidades y contenidos iónicos. El objetivo del presente trabajo fue analizar la variabilidad en la conductividad eléctrica y en el contenido iónico mayoritario de dos lagunas ubicadas en unidades geomorfológicas diferentes dentro del área de estudio.

Materiales y Métodos

En primer lugar, se analizó la geomorfología del área de estudio a partir del análisis de imágenes satelitales y un modelo digital de elevación (MDE), con una posterior verificación en campo. A partir de este análisis se generó una red de monitoreo (Fig. 1) conformada por puntos de medición y muestreo de agua superficial y subterránea. Los puntos de agua superficial se localizan en dos lagunas que se encuentran en bajos ubicados en ambientes geomorfológicos diferentes. Por su parte, los puntos de monitoreo de agua subterránea comprenden a los sectores adyacentes a las lagunas en donde se hicieron perforaciones someras con barreno manual y a molinos ubicados en sectores geomorfológicos lindantes topográficamente más elevados. En todos los casos, se midió *in situ* la conductividad eléctrica (CE) y el pH del agua con un equipo multiparamétrico portátil (Lutron WA-2017SD), y en laboratorio se determinaron los iones mayoritarios. Los análisis químicos se llevaron a cabo en el Centro de Investigaciones Geológicas, según métodos estandarizados (APHA, 1998). Carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cloruro (Cl^-), calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) fueron determinados por titulación. Sodio (Na^+) y potasio (K^+) por fotometría de llama, mientras que sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^-) fueron medidos por espectrofotometría UV-Visible. Las facies hidroquímicas se analizaron mediante diagramas de Schoeller (1977).

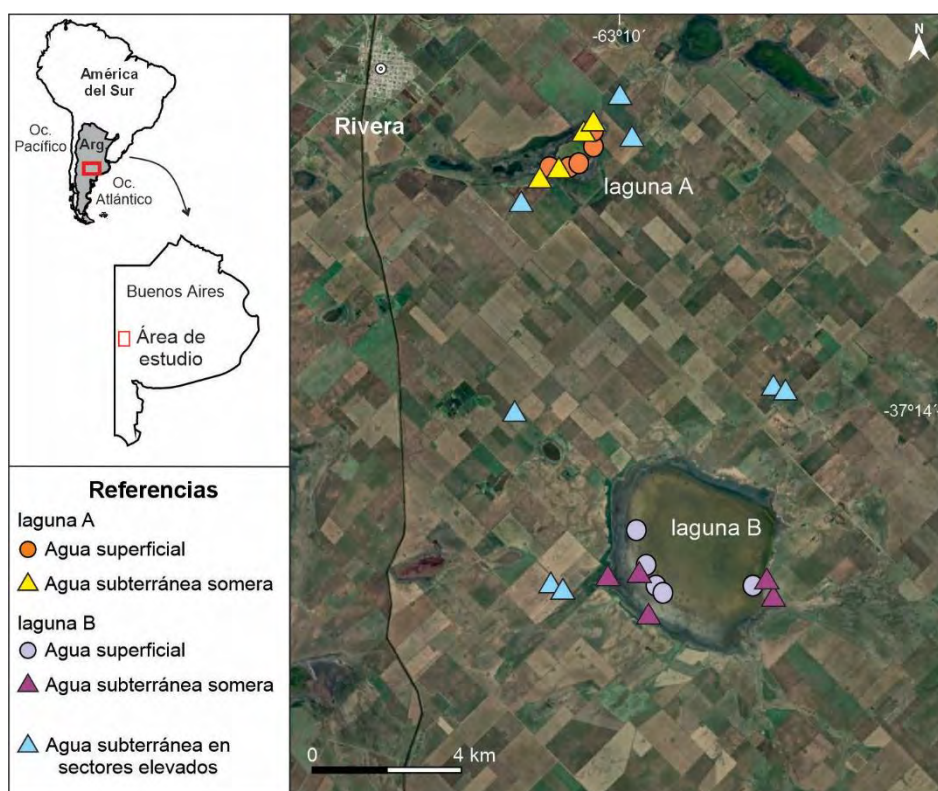


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de los sitios de muestreo.

Resultados

En el modelo digital de elevación (Fig. 2a) se reconoce dentro del sector estudiado un valle longitudinal que hacia el norte limita con un campo de dunas, mientras que hacia el sur lo hace con una planicie elevada. El campo de dunas alcanza, en el área de estudio, alturas máximas de 155 m s.n.m. que disminuyen progresivamente hacia el valle. Dentro de este, las arenas se encuentran en forma de manto dentro del cual se generan bajos que dan lugar a la formación de lagunas sobre un sustrato arenoso (Fig. 2b). Los mantos alcanzan alturas de hasta 145 m s.n.m., mientras que los bajos se encuentran entre 118 y 130 m s.n.m. y, si bien el desnivel que existe entre ellos es importante, el mismo se da de manera suave (Fig. 2c). Por su parte, la planicie que limita con el sur del valle alcanza las mayores alturas dentro del área de estudio, con máximos de 197 m s.n.m. En este sector existen depresiones de tamaño variado y morfología subcircular labradas en los sedimentos loésicos, cuyas cotas se encuentran por debajo de los 117 m s.n.m. presentando un gran desnivel con respecto a la planicie adyacente, que en este caso es abrupto y conforma barrancas de entre 2 y 10 metros de altura (Fig. 2d).

El bajo en el manto arenoso que contiene a la laguna A está ubicado dentro del valle, y su piso alcanza alturas de 130 m s.n.m. El nivel freático en los bordes se encuentra a menos de 1 m haciéndose más somero a medida que se aproxima al agua superficial (Fig.



2b). La CE en el agua subterránea aumenta en sentido del flujo registrando valores promedio de 13,61 mS/cm en los bordes del bajo y 22,15 mS/cm en las perforaciones próximas a la laguna, correspondiendo estos valores a aguas salobres a salinas. Por su parte, el pH registra valores entre 7,8 y 8,2 sin observar una tendencia clara en sentido del flujo de agua. En cuanto a la química del agua existe una dominancia de Cl^- dentro de los aniones, con concentraciones que varían entre 130,25 y 262,1 meq/L, y de Na^+ para los cationes (concentraciones entre 143,54 y 278,38 meq/L), presentando facies Na-Cl. A su vez, presenta valores intermedios de Mg^{2+} y bajos de Ca^{2+} y K^+ para los cationes mientras que los aniones presentan concentraciones intermedias de SO_4^{2-} y HCO_3^- y CO_3^{2-} y bajos de NO_3^- . Por otro lado, las muestras de agua superficial registran CE entre 37,7 y 39,2 mS/cm, correspondiendo a agua de tipo salina, mientras que el pH varía entre 9,43 y 9,48. Al igual que en el agua subterránea, las facies son Na-Cl, con concentraciones de Na^+ entre 413,22 y 578,51 meq/L y de Cl^- entre 347,61 y 429,59 meq/L. La dominancia de los iones mayoritarios sigue la misma configuración que para el agua subterránea (Fig. 3a) pero con mayores concentraciones asociadas a una mayor CE.

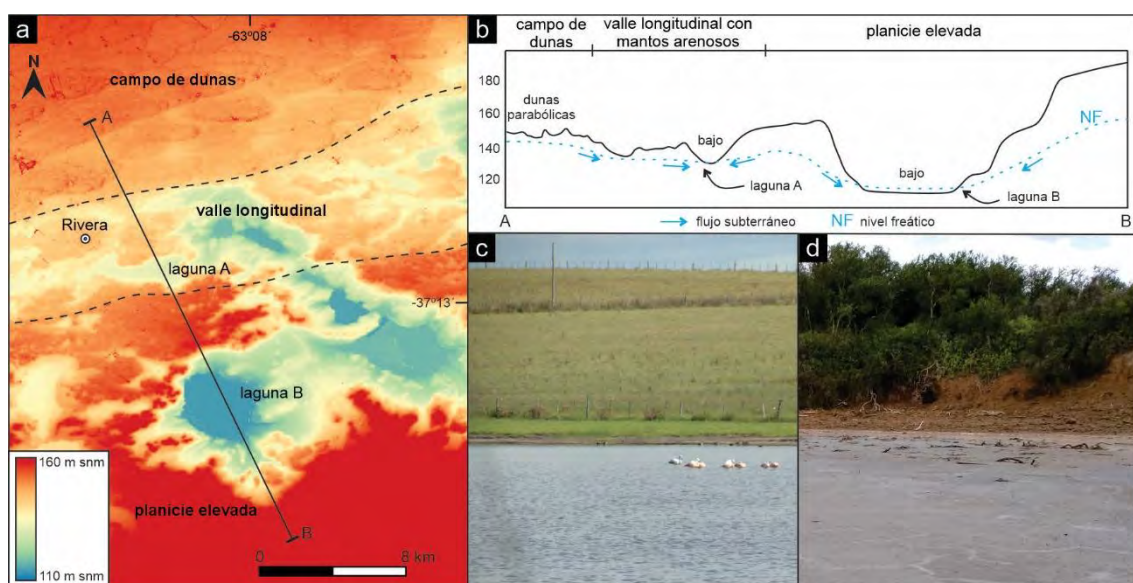


Figura 2. a) Modelo digital de elevación, unidades geomorfológicas y ubicación de la traza del perfil. b) Perfil topográfico de la transecta A-B. c) Desnivel suave en la laguna A. d) Desnivel abrupto en forma de barranca en la laguna B.

Por otro lado, la laguna B está ubicada en un bajo dentro de la planicie elevada cuyo piso alcanza cotas de 113 m s.n.m. (Fig. 2b). En este caso, el nivel freático intercepta la superficie en el desnivel generado entre la barranca y la depresión y su CE aumenta de 33,9 mS/cm (agua salina) en los bordes del bajo a 150,4 mS/cm (agua hipersalina) en los márgenes de la laguna variando el pH entre 7,04 y 7,78. En este caso el agua también presenta un carácter hidroquímico Na-Cl (Fig. 3b) con concentraciones entre 456,7 y



3458,1 meq/L para el Na^+ y entre 291,4 y 3708,1 meq/L para el Cl^- . En cuanto al agua superficial, la misma tiene un carácter hipersalino con CE promedio de 152,5 mS/cm presentando sales evaporíticas en superficie, y pH promedio de 8,3. La facies hidroquímica es Na-Cl, con concentraciones promedio de 5273,1 meq/L para el Cl^- y de 5815,6 meq/L para el Na^+ . Las concentraciones de los aniones mayoritarios muestran que $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{NO}_3^-$ y los cationes $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ (Fig. 3b).

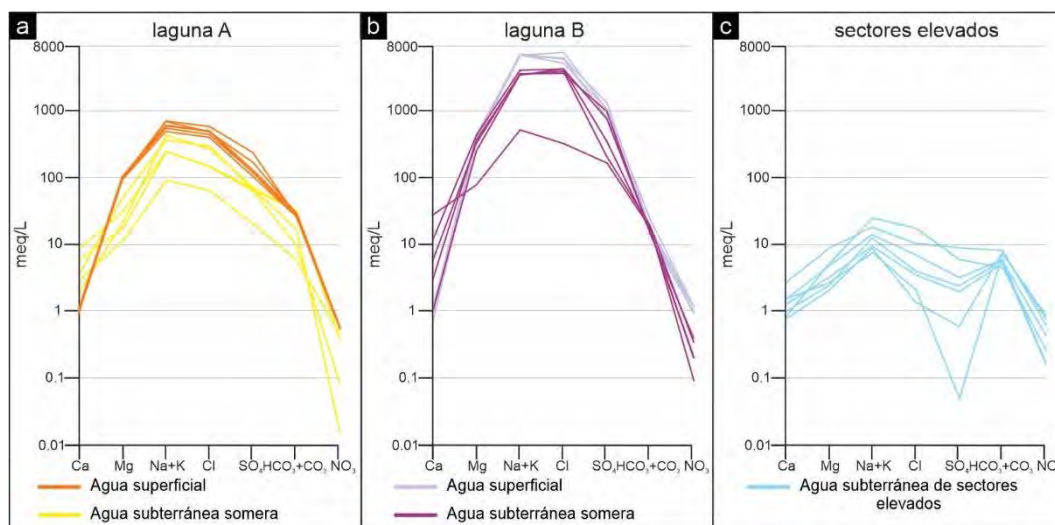


Figura 3. Diagramas de Schoeller para las muestras. a) Agua superficial y subterránea somera de la laguna A. b) Agua superficial y subterránea somera de la laguna B. c) Agua subterránea de sectores elevados.

El agua subterránea freática de los pozos ubicados en sectores elevados se encuentra a aproximadamente 4 metros de profundidad en la región del campo de dunas, mientras que tanto en los mantos arenosos ubicados en el valle longitudinal como en la planicie elevada se encuentra a profundidades algo mayores (entre 8 y 15 metros) (Fig. 2b). El agua subterránea tiene CE mínimas de 0,85 mS/cm y máximas de 9,80 mS/cm siendo dulce a salobre, con pH entre 7,36 y 8,82. Para todos los casos el catión dominante es el Na^+ con concentraciones que varían entre 5,79 y 32,62 meq/L, mientras que no existe una clara dominancia en los aniones, siendo en algunos casos el Cl^- (concentraciones entre 1,1 y 16,8 meq/L) y en otros el $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ (concentraciones entre 4,5 y 25,12 meq/L), con contenidos variables de SO_4^{2-} , registrando entonces facies Na-Cl a Na- $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$.

Conclusiones

Los resultados obtenidos ponen en evidencia cómo ambientes lagunares adyacentes emplazados en distintos ambientes geomorfológicos pueden ser hidroquímicamente diferentes. Esto se debe en parte al control que la geomorfología ejerce sobre el funcionamiento hidrológico y los flujos de agua. En la laguna localizada en el paleovalle



en un ambiente de mantos arenosos los aportes de agua derivan principalmente de la descarga de agua subterránea la cual respondería a flujo locales. Los sedimentos arenosos de los mantos favorecen la rápida infiltración del agua de lluvia, en donde la zona no saturada tiene escaso espesor, incorporando el agua subterránea sales en su trayecto hacia la depresión que aloja la laguna en donde descarga. El agua en superficie continúa incrementando su CE por evaporación, proceso que se ve favorecido por el clima y por el desarrollo de una lámina de agua somera. En consecuencia, el agua varía de salobre a salina manteniendo una señal hidroquímica Na-Cl. En la laguna localizada en la depresión más profunda dentro de la planicie estructural elevada, los aportes derivan tanto de la descarga de agua subterránea como del escurrimiento superficial este último favorecido por la menor permeabilidad de los sedimentos loésicos. En su recorrido desde las zonas de recarga hacia la descarga el agua subterránea incorpora iones aumentando su CE. En este ambiente la zona no saturada adquiere mayor espesor, el flujo subterráneo es más lento y los sedimentos más reactivos, lo que genera un mayor incremento en la CE con facies Na-Cl salinas. En las zonas de descarga dentro del bajo el agua superficial forma una lámina de agua somera que se evapora y dado que presenta elevada CE tienden a formarse sales evaporíticas dominadas por halita y thenardita en condiciones de hipersalinidad. La mayor profundización de esta depresión también interceptaría flujos de agua subterráneos más regionales desde los ambientes adyacentes en donde el agua si bien es hidroquímicamente más variable mantiene en sectores una señal de tipo Na-Cl.

El estudio realizado muestra a partir de dos ejemplos cómo la geomorfología ejerce un control no sólo sobre los flujos de agua sino también sobre la hidroquímica, mostrando el sector estudiado una gran variabilidad de las diferentes lagunas que en él se desarrollan.

Referencias bibliográficas

Acosta, R., Carol, E., Borzi, G., et al. (2023). Factors and processes controlling hydrochemistry and evaporitic deposits in hypersaline wetland-shallow lake systems. *Hydrological Processes*, 37(11), e15031.

American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.

Lorenzo F., Mehl, A. & Zárate, M. (2013). Sedimentología y estratigrafía de depósitos del Mioceno tardío de los valles transversales de La Pampa. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 20: 67-84.



Folguera A. & Zárate, M. (2018). Late Miocene structure of the La Pampa central block. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 75(1): 115-133.

Schoeller, H. (1977). Geochemistry of groundwater. En: *Groundwater studies-An international Guide for research and practice*, (pp. 1-18). UNESCO.

Eje temático 6

GEOQUÍMICA DE SUELOS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



METEORIZACIÓN QUÍMICA SUPERFICIAL EN ROCAS GRANÍTICAS DE LAS SIERRAS DE CÓRDOBA, ARGENTINA

SURFACE CHEMICAL WEATHERING IN GRANITIC ROCKS OF THE SIERRAS DE CÓRDOBA, ARGENTINA

Marqués, Milagros^{1,2}; Cioccale, Marcela^{2,†}; Lecomte, Karina^{1,2}; Micaela Pleitavino²; Pasquini, Andrea^{1,2}

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina, ²Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina.

milagros.marques@mi.unc.edu.ar

Resumen

Se compilaron datos geoquímicos (n=123) de ocho cuerpos graníticos aflorantes en las Sierras Pampeanas de Córdoba (SPC), para determinar su grado de alteración química superficial. Esta evaluación se realizó mediante el cálculo del Índice de Alteración Química (CIA) y el análisis en diagramas ternarios (Al_2O_3 - (CaO^*+Na_2O) - K_2O y Al_2O_3 - ($CaO^*+Na_2O+K_2O$) - FeO_T+MgO). Los valores de CIAs, entre 46,7 y 60,6, evidencian una meteorización incipiente a moderada. El Batolito de Achala muestra el mayor grado de alteración, mientras que el Batolito Sierra Norte presenta el menor (CIA de $56,17 \pm 1,59$ y $50,96 \pm 1,3$, respectivamente). Asimismo, el Batolito de Achala contiene mayores proporciones de feldespato potásico y FeO_T+MgO . Este estudio proporciona una línea de base de la meteorización química superficial en las SPC, útil para investigaciones futuras del regolito en una región semiárida donde la meteorización química es limitada.

Palabras clave: CIA, Sierras Pampeanas, Base de datos geoquímicos, Meteorización química incipiente.

Introducción

Los procesos de meteorización constituyen uno de los principales mecanismos geológicos que operan en la superficie terrestre. La acción de varios factores ambientales (e.g., clima, tectónica y litología), tiene influencia en su equilibrio dinámico (Viles, 2013). Las Sierras Pampeanas de Córdoba (SPC) (i.e., Sierras de Córdoba y Sierra Norte) se caracterizan por un clima semiárido y representan un escenario particular para estudiar la alteración química bajo un régimen “limitado por la meteorización” (cfr. Carson y Kirkby, 1972). Son pocos los estudios que han explorado la firma de la meteorización derivada de la composición química de las fases sólidas en esta región (e.g., Campodonico et al., 2014; Kirschbaum et al., 2005; Román Ross et al., 1998), aunque, hasta la fecha, ninguno se ha



enfocado en evaluar el estado de alteración superficial de las rocas graníticas aflorantes. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo consiste en establecer una línea de base del grado de meteorización química superficial que han experimentado las rocas graníticas expuestas en las SPC, utilizando datos geoquímicos compilados de la literatura.

Materiales y Métodos

Se compiló una base de datos geoquímicos de rocas pertenecientes a ocho cuerpos graníticos que afloran en las SPC, con el objetivo de determinar una línea de base del grado de meteorización química superficial. En la tabla 1 se indican los afloramientos considerados y se resumen las características principales de los 123 datos de rocas considerados, así como las fuentes de donde fueron obtenidos.

Tabla 1. Características principales de los ocho cuerpos graníticos, CIA promedio calculado y fuente de los datos.

Cuerpo granítico	<i>n</i>	Evento magmático	Litologías dominantes	CIA (min-max)	CIA (media $\pm$ DS)	Referencias
B. Sierra Norte	24	Pampeano	Monzogranito; granito álcali - feldespático	46,7-52,9	50,96 $\pm$ 1,3	<i>Elortegui Palacios et al., 2008; Leal et al., 2020; Lira et al., 1997</i>
P. La Playa	8	Famatiniano	Monzogranito	52,9-57,7	54,86 $\pm$ 1,85	<i>Gómez y Lira, 1998; Lyons et al., 1997; Rapela et al., 1998</i>
B. de Achala	50	Achaliano	Monzogranito; sienogranito; granito alcali - feldespático	52,1-60,6	56,17 $\pm$ 1,59	<i>Campodonico et al., 2014; Dahlquist et al., 2021; Lira y Poklepovic, 2017</i>
P. Loma de la Población	4	Achaliano	Monzogranito	49,7-54,9	52,50 $\pm$ 2,15	<i>Varas et al., 1997</i>
B. Cerro Áspero	5	Achaliano	Granito	51,4-55,5	52,77 $\pm$ 1,63	<i>Sims et al., 1997</i>
G. Inti Huasi	9	Achaliano	Monzogranito	50,3-54,7	52,05 $\pm$ 1,67	<i>Otamendi et al., 2002; Sims et al., 1997</i>
P. Capilla del Monte	10	Carbonífero	Monzogranito; granito álcali - feldespático	52,2-59,0	55,56 $\pm$ 2,66	<i>Dahlquist et al., 2016; Lyons et al., 1997</i>
P. Serrezuela	13	Carbonífero	Monzogranite	50,2-56,2	54,42 $\pm$ 1,63	<i>Dahlquist et al., 2018; Gómez, 2003</i>

B=batolito;
G=granito

P=plutón;

Para evaluar el grado de meteorización química superficial que experimentaron estos cuerpos graníticos se calculó el índice de alteración química (CIA por sus siglas en inglés;



Nesbitt y Young, 1982), determinado en proporciones molares de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\text{CIA} = \text{Al}_2\text{O}_3 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O} + \text{CaO}^*) \times 100$$

Donde CaO^* representa exclusivamente el Ca presente en los silicatos, corregido por minerales portadores de Ca como carbonatos y apatita, siguiendo a McLennan (1993). En los casos en que no se reportaba el contenido de P_2O_5 no se realizó la corrección por apatita. Así mismo, se emplearon los diagramas ternarios $\text{Al}_2\text{O}_3 - (\text{CaO}^* + \text{Na}_2\text{O}) - \text{K}_2\text{O}$ y $\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{CaO}^* + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} - \text{FeO}_T + \text{MgO}$ (diagramas A-CN-K y A-CN-K-FM, Nesbitt et al., 1996) para explorar la señal de meteorización de las rocas aflorantes en las SPC.

Resultados

El CIA (Nesbitt y Young, 1982) es el índice más ampliamente utilizado en la literatura para evaluar la intensidad de la meteorización química. Los datos analizados muestran valores de CIA variables entre 46,7 y 60,6; los valores medios de este índice para cada cuerpo se indican en la tabla 1. En particular, los granitos de Achala, Capilla del Monte y La Playa exhiben los valores más altos, mientras que los granitos de Serrezuela, Cerro Áspero, Inti Huasi, Loma de la Población y Sierra Norte poseen los valores más bajos. Estos resultados sugieren que los cuerpos que afloran en las SPC han experimentado un cierto grado de meteorización química, y es posible distinguir leves diferencias entre los distintos cuerpos analizados. Para determinar si esta variación responde a diferencias composicionales entre los diferentes cuerpos graníticos, se realizó una correlación de Pearson entre el contenido de álcalis y el CIA para cada cuerpo y para la base de datos completa, sin resultados con significancia estadística ($p > 0,1$). Por lo tanto, el CIA no estaría evidenciando una variación composicional entre los distintos cuerpos.

Para representar el índice calculado y evaluar la extensión de la meteorización química superficial, se realizaron los diagramas ternarios que se presentan en la figura 1. Con fines comparativos, en ambos casos se incluyó la composición de la corteza continental superior (CCS). Además, en el diagrama A-CN-K (Fig. 1a) se incorporó el campo composicional de las rocas ígneas no meteorizadas, como así también, campos representando diversas condiciones de meteorización en rocas graníticas, documentadas por Perri (2020). En el diagrama A-CN-K (Fig. 1a) todas las rocas graníticas se ubican en la parte central del diagrama, alineadas con la “línea de feldespatos”, entre los campos de rocas no meteorizadas y de meteorización moderada. Este hecho sugiere, por un lado,



que los feldespatos son los minerales dominantes portadores de aluminio y, por otro lado, que existe un grado de variación leve en el grado de alteración superficial que exhiben los distintos cuerpos analizados. En particular, las rocas del Batolito de Achala quedan representadas arriba del campo de roca no meteorizada, alcanzando, en algunos casos, el campo de condiciones de meteorización moderada, evidenciando también una mayor proporción de feldespato potásico que los otros cuerpos graníticos. Estas rocas muestran el mayor grado de meteorización superficial, seguidas por el Plutón Capilla del Monte. Por el contrario, los granitos de Sierra Norte se grafican entre el campo de rocas no meteorizada y de meteorización débil, en concordancia con los valores de CIA calculados. Una tendencia similar se refleja en el diagrama A-CN-K-FM (Fig. 1b), donde los datos quedan representados próximos a la trayectoria de la meteorización de rocas granitoides. En este caso, las rocas del Batolito de Achala y de Sierra Norte evidencian una mayor proporción $\text{FeOT} + \text{MgO}$.

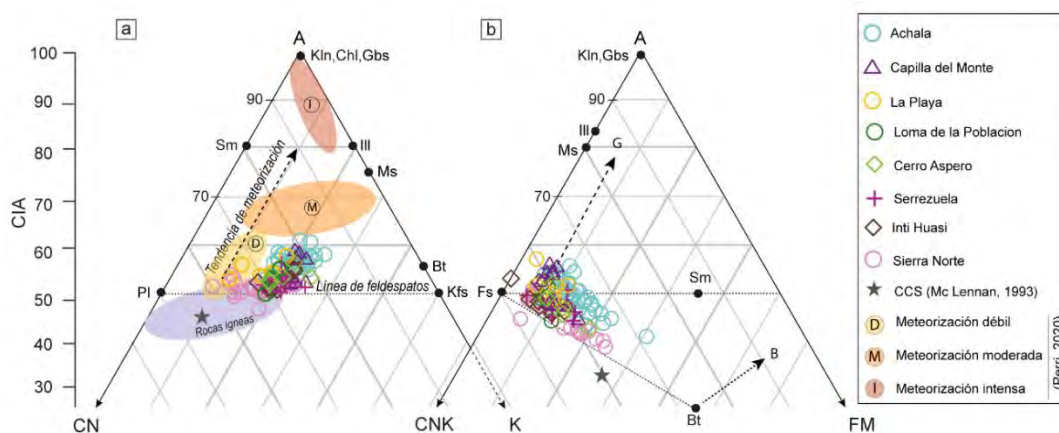


Figura 1. a) Diagramas ternarios A-CN-K y b) A-CN-K-FM (Nesbitt et al., 1996) mostrando las variaciones elementales en proporciones molares para los granitos analizados. Referencias: Bt., biotita; Ms., muscovita; Ill., illita; Kln., caolinita; Chl., clorita; Gbs., gibbsita; Sm., esmectita; Pl., plagioclasa; Kfs., feldespato potásico; Fs., feldspatos. En el diagrama A-CN-K-FM, G indica la trayectoria de meteorización teórica para las rocas graníticas. b) Indica lo mismo para las rocas máficas.

Conclusiones

Este estudio representa la primera recopilación exhaustiva de datos geoquímicos regionales de rocas graníticas en la SPC para evaluar el grado de meteorización química superficial que éstas experimentaron. La ausencia de correlación entre el contenido de álcalis y los valores de CIA respaldaría la aplicación de este índice como indicador de la intensidad de meteorización en la región, dado que no evidencia una variación composicional de las rocas.

Como ponen de manifiesto los valores de CIA calculados y los diagramas ternarios (A-



CN-K y A-CNK-FM), la mayor parte de las rocas graníticas que afloran en las SPC han experimentado algún grado de meteorización química superficial. En particular, los granitos de Sierra Norte han experimentado una meteorización química superficial nula a muy débil, mientras que, en los cuerpos restantes, la intensidad de la alteración química coincide con el campo de meteorización incipiente a moderado reportado por Perri (2020) para rocas graníticas de distintas regiones geográficas del mundo.

Este trabajo permite establecer una línea de base del grado de meteorización química superficial de las rocas que afloran en las SPC y proporciona un punto de partida para futuros estudios en las capas de regolito desarrolladas bajo un régimen “limitado por la meteorización”.

Referencias bibliográficas

Campodonico, V. A., Martínez, J. O., Verdecchia, S. O., et al. (2014). Weathering assessment in the Achala Batholith of the Sierra de Comechingones, Córdoba, central Argentina. I: Granite-regolith fractionation. *Catena*, 123, 121-134.

Carson, M. A. & Kirkby, M. J. (1972). *Hillslope Form and Processes*. Cambridge University Press.

Dahlquist, J. A., Alasino, P. H., Basei, M. A., et al., (2018). Petrological, geochemical, isotopic, and geochronological constraints for the Late Devonian–Early Carboniferous magmatism in SW Gondwana (27–32°LS): an example of geodynamic switching. *International Journal of Earth Sciences*, 107, 2575-2603.

Dahlquist, J. A., Morales Cámara, M. M., Alasino, P. H., et al. (2021). A review of Devonian–Carboniferous magmatism in the central region of Argentina, pre-Andean margin of SW Gondwana. *Earth-Science Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103781>.

Dahlquist, J. A., Pankhurst, R. J., Rapela, C. W., et al. (2016). The Capilla del Monte pluton, Sierras de Córdoba, Argentina: the easternmost Early Carboniferous magmatism in the pre-Andean SW Gondwana margin. *International Journal of Earth Sciences*, 105, 1287-1305.

Elortegui Palacios, J., Lira, R., Poklepovic, M., et al. (2008). El granito Calasuya: un intrusivo alcalifeldespático postcolisional en el batolito de Sierra Norte-Ambargasta, Córdoba. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 63, 299-309.



- Gómez, G. M. (2003). El plutón de Serrezuela: Evento magmático del Carbonífero en el sector norte de la Sierra de Pocho, Córdoba, República Argentina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 58, 283-297.
- Gómez, G. M. & Lira, R. (1998). Geología y aspectos del plutón granítico de La Playa, Sierra de Guasapampa. Provincia de Córdoba. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 53, 291-305.
- Kirschbaum, A., Martínez, E., Pettinari, G. R., et al. (2005). Weathering profiles in granites, Sierra Norte (Córdoba, Argentina). *Journal of South American Earth Sciences*, 19, 479-493.
- Leal, P. R., Juárez, P. D., Cozzi, G. A., et al. (2020). Caracterización del magmatismo eopaleozoico en los alrededores de El Jarillal, sierra de Ambargasta, provincia de Córdoba. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 77, 513-529.
- Lira, R., Millone, H. A., Kirschbaum, A. M., et al. (1997). Calc- alkaline arc granitoid activity in the Sierra Norte—Ambargasta Ranges, Central Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 10, 157-177.
- Lira, R. & Poklepovic, M. F. (2017). Tourmaline orbicules in peraluminous monzogranites of Argentina: A study case of fluid-rock interaction between leucogranite and country-rock metasediments. *Journal of South American Earth Sciences*, 80, 272-290.
- Lyons, P., Skirrow, R. G. & Stuart-Smith, P. G. (1997). *Geology and Metallogeny of the “Sierras de Septentrionales de Córdoba” 1:250.000 map sheet*. Geoscientific Mapping of the Sierras Pampeanas Argentine - Australian Cooperative Project.
- McLennan, S. M. (1993). Weathering and global denudation. *Journal of Geology*, 101, 295-303.
- Morales Cámara, M. M., Dahlquist, J. A., García Arias, M., et al. (2020). Petrogenesis of the F-rich peraluminous A-type granites: An example from the devonian achala batholith (Characato Suite), Sierras Pampeanas, Argentina. *Lithos*, 378-379.
- Morales Cámara, M. M., Dahlquist, J. A., Ramacciotti, C. D., et al. (2018). The strongly peraluminous A-type granites of the Characato suite (Achala batholith), Sierras Pampeanas, Argentina: Evidence of Devonian-Carboniferous crustal reworking. *Journal of South American Earth Sciences*, 88, 551-567.



- Nesbitt, H. W., Young, G. M., McLennan, S. M., et al. (1996). Effects of Chemical Weathering and Sorting on the Petrogenesis of Siliciclastic Sediments, with Implications for Provenance Studies. *Journal of Geology*, 104, 525-542.
- Nesbitt, W. H. & Young, G. M. (1982). Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutites. *Nature*, 199, 715-717.
- Otamendi, J. E., Fagiano, M. R., Nullo, F. E., et al., (2002). Geología, petrología y mineralogía del granito Inti Huasi, sur de la sierra de Comechingones, Córdoba. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 57, 389-403.
- Perri, F. (2020). Chemical weathering of crystalline rocks in contrasting climatic conditions using geochemical proxies: An overview. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 556, 109873.
- Rapela, C. W., Pankhurst, R. J., et al., (1998). The Pampean orogeny of the southern proto-Andes: evidence for Cambrian continental collision in the Sierras de Córdoba (pp. 181-217). En: Pankhurst, R. J., Rapela, C. W. (Eds.), *The Proto-Andean Margin of South America*. Geological Society of London Special Publication 142, London.
- Román Ross, G., Kirschbaum, A. M., Ribeiro Guevara, S., et al. (1998). Procesos de meteorización en el granito de Achala, Sierra Grande de Córdoba: cambios químicos y mineralógicos. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 53, 480-488.
- Sims, J. P., Skirrow, R. G., Stuart-Smith P. G., et al., (1997). *Geology and Metallogeny of the "Sierras de San Luis y Comechingones"* 1:250.000 map sheet. Geoscientific Mapping of the Sierras Pampeanas Argentine - Australian Cooperative Project.
- Varas, R., Kirschbaum, A. M. & Sfragulla, J. (1997). Petrografía y geoquímica del plutón granítico "Loma de la Población", Sierras de Córdoba. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 52, 33-40.
- Viles, H.A. (2013). Synergistic weathering processes (pp. 12-26). En: Shroder, J. & Pope, G. A. (Eds.), *Treatise of Geomorphology*. San Diego, CA.



EFFECTOS DEL FUEGO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE SUELOS INCENDIADOS DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

EFFECTS OF FIRE ON THE PHYSICO-CHEMICAL PROPERTIES OF BURNED SOILS IN THE PROVINCE OF CORDOBA

Vila, Jesús Alberto^{1,2}; Gallinger, Micaela³; Roldán, Delfina⁴; Filippini, Edith R.^{4,5}; Iturri, Laura Antonela^{6,7}; Mlewski, Estela C.⁴; García, María Gabriela^{1,4}

¹Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina,

²Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Químicas, Argentina, ³Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables Dr. Ricardo Luti, Argentina, ⁴Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina, ⁵Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-UNC), Argentina, ⁶Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (CONICET-UNLPam), Argentina, ⁷Universidad Nacional de La Pampa, Argentina. jesus.vila@unc.edu.ar

Resumen

Los incendios forestales de septiembre de 2020 en las Sierras Chicas de Córdoba alteraron significativamente las propiedades físico-químicas de los suelos superficiales bajo tres coberturas vegetales diferentes (pastizal, arbustal y bosque). Una semana después de la extinción del fuego, se registró un aumento del pH y de la conductividad eléctrica y una reducción de la MO (materia orgánica). El N total aumentó por el aporte de cenizas semipirólizadas, provocando un descenso marcado de la relación C/N, especialmente en suelos de arbustal. Además, el P extraíble, aumentó en suelos de bosque, pero disminuyó en pastizal y arbustal, probablemente controlado por la especiación de los iones fosfato. Los espectros FTIR evidenciaron transformaciones estructurales en la MO, como la aparición de grupos NH₂ y la pérdida de enlaces lábiles. Estos resultados subrayan el impacto del fuego sobre el ciclo de los nutrientes, las propiedades físico-químicas y la estructura de la MO del suelo.

Palabras clave: Entisoles, Incendios forestales, Nutrientes, Materia orgánica.

Introducción

El fuego afecta a la estructura y distribución de la vegetación, así como a las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, alterando el ciclo de los nutrientes y la biodiversidad (Bond y Keeley, 2005; Bowman et al., 2009). Los procesos que ocurren durante un incendio, tales como la combustión de la biomasa, conllevan al aumento de los gases de efecto invernadero (Thornhill et al., 2018), mientras que las elevadas temperaturas y la producción de cenizas y material calcinado modifican las propiedades físico-químicas, mineralógicas y texturales de los suelos (Costa et al., 2014; González



Pérez et al., 2004), así como de la composición química del agua de escorrentía y de la almacenada en sus poros debido a la liberación de componentes orgánicos e inorgánicos desde las fases más solubles de las cenizas o desde la fracción soluble o adsorbida de los suelos (Campos et al., 2012; Silva et al., 2015).

Numerosos trabajos han reportado cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos luego de un incendio. En general, el pH aumenta debido a la solubilización de las cenizas, a la desnaturalización de los ácidos orgánicos y a la precipitación de carbonatos. Dependiendo de su intensidad, el fuego puede reducir el contenido de materia orgánica y de nitrógeno total del suelo (Fernández et al., 1997). La intensidad del incendio puede inferirse a través del tipo de cenizas remanentes. Las cenizas claras localizadas en superficie son el producto de incendios de elevada intensidad, mientras que las oscuras, son fruto de la combustión a baja temperatura de la hojarasca. A mayor temperatura, la materia orgánica sufre cambios que la hacen más resistente a la descomposición biológica (Almendros et al., 1984) y esto dará lugar a variaciones de la relación carbono/nitrógeno.

A partir de esto, este trabajo propone caracterizar los cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos de la Sierras Chicas de Córdoba con distintos tipos de cobertura vegetal, luego de los incendios forestales producidos en el año 2020.

Materiales y Métodos

Se tomaron muestras de suelo superficial (hasta 5 cm de profundidad) en un sector del flanco oriental de las Sierras Chicas, entre las localidades de Falda del Carmen y Alta Gracia, luego de una semana de extinguidos los incendios forestales de septiembre de 2020. A fin de evaluar el control de la vegetación sobre la intensidad y el tipo de alteraciones producidas, se recolectaron muestras de suelos desarrollados en tres tipos de fisonomías diferentes: pastizal, arbustal y bosque. En cada una de estas fisonomías se tomaron 3 muestras de suelos incendiados y 3 muestras de suelos control (no afectados por el fuego), en distintos sectores entre las localidades mencionadas (Fig. 1). Todas las muestras, se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm. El pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron luego de suspender por 30 minutos el suelo en una pasta con una relación 1:2,5 y 1:4 (suelo:agua Milli-Q), respectivamente. Se estimó la materia orgánica total (MO), utilizando una titulación por retroceso con solución de $K_2Cr_2O_7$ (2,00 M) como agente en exceso y solución titulante de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ (1,00 M), en medio ácido. La titulación determina la cantidad de carbono fácilmente oxidable y, mediante la aplicación del factor 1,724, se obtuvieron los valores informados de MO. El nitrógeno

total del suelo se determinó mediante el método micro-Kjeldahl, de acuerdo con las directrices nacionales argentinas. El fósforo total soluble se extrajo en medio ácido en presencia de NaF y posteriormente, se midieron las concentraciones de fosfato mediante el método espectroscópico propuesto por Murphy y Riley (Murphy y Riley, 1962). Mediante espectrofotometría Infrarroja con transformada de Fourier (FTIR), se analizaron cambios composicionales en la MO de los suelos superficiales de las tres fisonomías. Para ello, se realizaron pastillas de KBr anhidro, conteniendo todas, la misma proporción de muestra de suelo (300 mg, 2 mg, respectivamente). Los espectros fueron obtenidos utilizando un espectrofotómetro infrarrojo FTIR BRUKER IFS 28 con detector DTGS (Sulfato de Triglicina Deuterada). En todos los espectros fueron adquiridos con dieciséis barridos, con una resolución de 2 cm^{-1} en el rango de 3000 y 400 cm^{-1} .

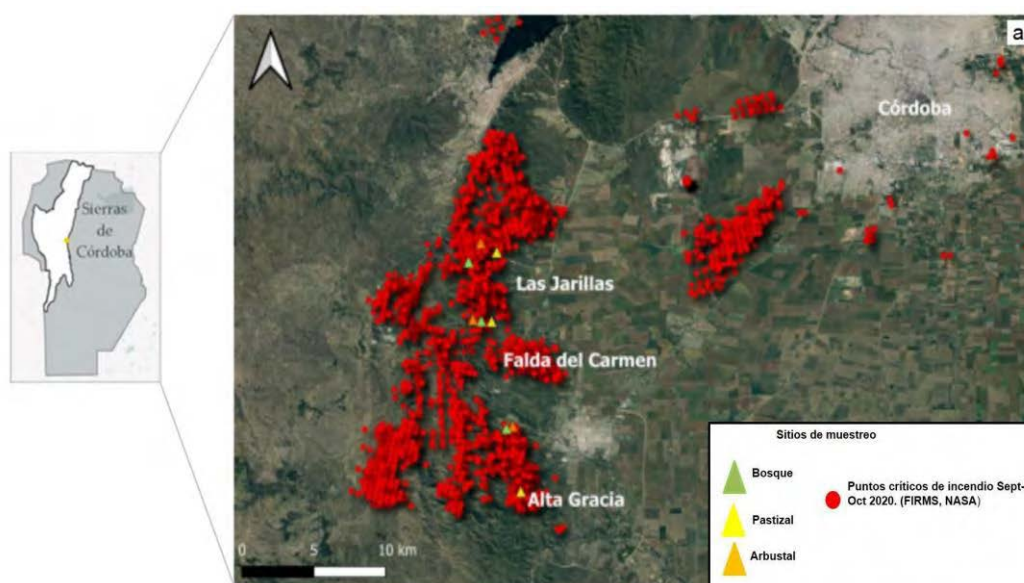


Figura 1. Mapa de distribución de las zonas afectadas por los incendios de septiembre-octubre de 2020 en las Sierras Chicas de Córdoba y ubicación de los puntos de muestreo de acuerdo al tipo de fisonomía de la vegetación.

Resultados

El perfil modal que representa los puntos de muestreos, corresponde a un suelo Ustorthent lítico paralítico, de textura franco arenosa. La tabla 1 muestra los valores promedio ($n=3$) de los parámetros físico-químicos del suelo en los tres tipos de fisonomías vegetales analizados, tanto en sectores incendiados como en las muestras de control.



Tabla 1. Valores promedio de parámetros físico-químicos de los 5 cm superiores de suelos de control y afectados (entre paréntesis) por los incendios de septiembre de 2020 en el flanco oriental de las Sierras Chicas de Córdoba, entre las localidades de Falda del Carmen y Alta Gracia.

Fisonomía	Arbustal	Bosque	Pastizal	Fisonomía	Arbustal	Bosque	Pastizal
pH	7,52 (7,57)	7,38 (7,75)	7,07 (7,12)	N total (%)	0,15 (0,43)	0,43 (0,62)	0,27 (0,40)
Conductividad eléctrica (mS/cm)	0,52 (0,59)	0,69 (0,77)	0,40 (0,17)	Relación C/N	24,3 (4,5)	7,9 (4,6)	10,2 (5,0)
Materia Orgánica Total (%)	6,11 (3,24)	5,21 (4,61)	4,64 (3,19)	P (mg/kg)	105,3 (79,8)	75,5 (124,3)	117,3 (65,9)

Los suelos control presentaron pH neutro a alcalino, observándose que los valores más alcalinos, se asocian con vegetación arbustal, mientras que valores de pH neutro, están asociados con fisonomía tipo pastizal. Luego del incendio, se observa una tendencia general hacia la alcalinización que es independiente de la tipología vegetal. Los porcentajes de materia orgánica total determinados en suelos de control, son similares a los reportados en bibliografía (Jarsun et al., 2006). Estos valores tienden a disminuir luego de producido el incendio, debido a la descomposición térmica de la materia orgánica presente en los tres tipos de fisonomías. Por su parte, el contenido de N total tiende a aumentar luego del incendio debido al aporte de restos vegetales en forma de cenizas semipirólizadas (ej. Torres-Rojas et al., 2020). La disminución de C orgánico y el aumento de N, resulta en una disminución en la relación C/N, que es más evidente en suelos desarrollados en zonas de arbustal. Esta disminución es probablemente el resultado de la mineralización acelerada de la MO por la acción del fuego. Por último, la cantidad promedio de fósforo (P) del suelo superficial aumentó un 65 % en zona de bosque, mientras que en las zonas de arbustales y pastizales disminuyó un 24 % y un 43 %, respectivamente. El aumento de P, se puede explicar por la mineralización del P orgánico por acción de la temperatura (Afif y Oliveira, 2006) que, en suelos con pH alcalino, puede precipitar en forma de hidroxiapatita si existe disponibilidad de calcio. Si estas condiciones no se alcanzan, el P inorgánico, presente en forma de ion fosfato, puede ser eliminado del perfil del suelo en solución, por infiltración, escorrentía o bien, ser absorbido por las plantas.

Los cambios en la composición de la materia orgánica del suelo frente al fuego pueden inferirse a partir de la comparación de bandas específicas presentes en los espectros infrarrojos de muestras de control e incendiadas. Los espectros de la figura 2 por ejemplo, muestran un incremento en la intensidad de la banda a 796 cm^{-1} del suelo quemado que



puede asignarse a grupos NH_2 primarios, formados por la combustión parcial de compuestos orgánicos nitrogenados que no son completamente volatizados. Asimismo, se observa una disminución en la intensidad de la banda a 1297 cm^{-1} que se asocia a estiramientos C-H, presentes en grupos metilo. La creciente superposición de bandas entre 1615 y 1651 cm^{-1} puede asociarse al grupo $\text{C}=\text{O}$, generalmente de compuestos tipo amida, como también, al $\text{C}=\text{C}$ de compuestos cíclicos, indicadores de materia orgánica de mayor grado de descomposición. Por último, se observa la desaparición de la banda comprendida entre 2000 y 1400 cm^{-1} en suelos incendiados, lo cual puede deberse a la pérdida de humedad y/o la pérdida de agua estructural de componentes orgánicos e inorgánicos del suelo.

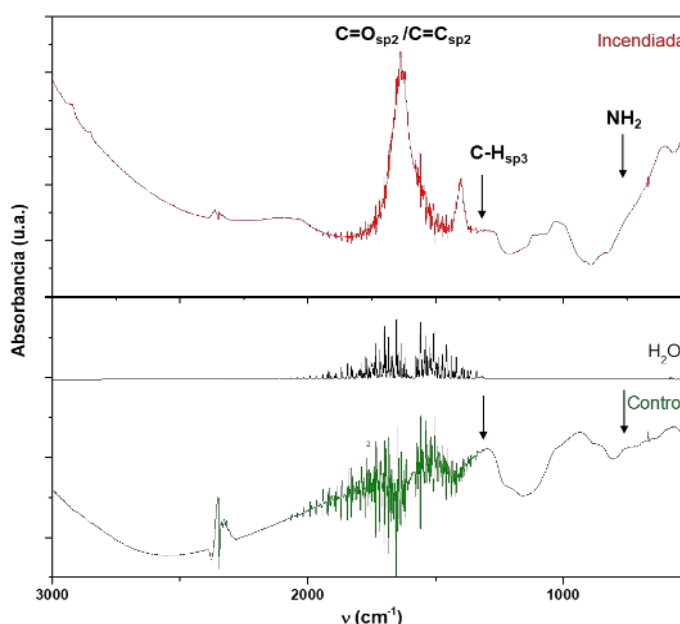


Figura 2. Espectros FTIR de suelos superficiales desarrollados en zona de arbustal tanto el suelo control (verde) como el suelo incendiado (rojo).

Conclusiones

Los incendios forestales del año 2020 en las Sierras Chicas de Córdoba provocaron cambios en las propiedades fisicoquímicas de la capa superficial de los suelos afectados. Luego de 7 días de extinguido el incendio, se observó un aumento del pH y la CE, una disminución en el contenido de materia orgánica y el aumento del nitrógeno total, lo que redujo la relación C/N. Además, se observaron variaciones en el contenido de P total soluble según la fisonomía vegetal y alteraciones en la composición de la materia orgánica, evidenciadas por la disminución de grupos funcionales C-H indicadores de materia orgánica escasamente descompuesta, una aparente concentración de grupos nitrogenados simples, y una transformación de estructuras hacia formas más oxidadas, condensadas y/o aromáticas, típicas de materia orgánica carbonizada. Estos resultados indican que los incendios forestales, además de afectar la vegetación y a los microorganismos del suelo, impacta de manera significativa sobre la dinámica de nutrientes y la calidad del suelo con distintos tipos de cobertura vegetal.



Referencias bibliográficas

- Afif Khouri, E. & Oliveira Prendes, J. A. (2006). Efectos del fuego prescrito sobre matorral en las propiedades del suelo. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 15(3), 262-270.
- Almendros, G., Polo, A., Lobo, M. C., et al. (1984). Contribution to the Study of Fire-Induced Soil Organic-Matter Characteristics .2. Humus Transformations by Heating in Laboratory-Controlled Conditions. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol*, 21, 145–160.
- Bond, W. J. & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 387–394.
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., et al. (2009). Fire in the earth system. *Science*, 324, 481–484.
- Campos, I., Abrantes, N., Vidal, T., et al. (2012). Assessment of the toxicity of ash-loaded runoff from a recently burnt eucalypt plantation. *European Journal of Forest Research*, 131, 1889–1903.
- Costa, M. R., Calvão, A. R. & Aranha, J. (2014). Linking wildfire effects on soil and water chemistry of the Marão River watershed, Portugal, and biomass changes detected from Landsat imagery. *Applied Geochemistry*, 44, 93–102.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. & Carballas, T. (1997). Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic Forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1-11.
- González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., et al. (2004). The effect of fire on soil organic matter - A review. *Environment International*, 30, 855–870.
- Jarsún, B., Gorgas, J. A., Zamora, E., et al. (2006). *Los Suelos. Nivel de Reconocimiento. Escala 1:500.000*. Agencia Córdoba Ambiente, Área Subordinación suelos, Instituto Nacional De Tecnología Agropecuaria. Eea Manfredi.
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- Silva, V., Pereira, J. L., Campos, I., et al. (2015). Toxicity assessment of aqueous extracts of ash from forest fires. *Catena*, 135, 401-408.
- Thornhill, G. D., Ryder, C. L., Highwood, E. J., et al. (2018). The effect of South



American biomass burning aerosol emissions on the regional climate. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18:5321–42.

Torres-Rojas, D., Hestrin R., Solomon, D., et al. (2020). Nitrogen speciation and transformations in fire-derived organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 276: 170–185.



IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS EN SUELOS DE USHUAIA (TIERRA DEL FUEGO)

THE IMPACT OF URBANIZATION ON SOME PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES IN SOILS OF USHUAIA (TIERRA DEL FUEGO)

Zimicz, Celia Carolina¹; Mansilla, Romina¹; Diodato, Soledad^{2,1}.

¹Instituto de Ciencias Polares, Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina, ²Centro Austral de Investigaciones Científicas (CONICET), Argentina. cczimicz@untdf.edu.ar

Resumen

La urbanización es un fenómeno global en creciente expansión, con un fuerte impacto en el ambiente. En Ushuaia (Tierra del Fuego) el incremento poblacional registrado desde la década del 70' ha dado lugar a un proceso de crecimiento del ejido urbano con poca planificación, avanzando sobre áreas naturales de interés ecológico. El objetivo de este trabajo es evaluar el impacto de la urbanización sobre algunas de las principales propiedades fisicoquímicas en suelos de la ciudad de Ushuaia. Para ello durante 2013-2023 se tomaron muestras de suelo en áreas naturales y urbanas en 16 sectores. Se determinó: contenido de materia orgánica (%), pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico y contenido de nitrógeno (en un subgrupo de muestras). Se observó que, en suelos de áreas urbanas, los valores de pH fueron más elevados, mientras que el contenido de materia orgánica, carbono orgánico y conductividad eléctrica fueron menores respecto de las áreas naturales. Esto estaría vinculado a una mayor presión antrópica en áreas urbanas, donde se dan procesos de remoción de cobertura vegetal y movimiento de suelos, existe un mayor tránsito de personas, lo que impacta sobre la estructura y funcionamiento del suelo, afectando su capacidad de autorregulación y modificando las variables analizadas.

Palabras clave: Urbanización, Suelo, Propiedades fisicoquímicas, Ushuaia.

Introducción

La urbanización es un fenómeno global con un impacto significativo en el ambiente. Se espera que para el año 2050 el 75 % de la población mundial habite en áreas urbanas (World Bank, 2020), lo que supone un fuerte incremento de la presión sobre los ambientes naturales. Este fenómeno representa un cambio drástico en el uso del suelo (Groffman et al., 2014) e involucra la remoción de la cobertura vegetal típica y su reemplazo por estructuras en su mayoría impermeables (Casadei et al., 2021). Estos cambios generan



modificaciones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, en el clima, ciclo del agua, propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, biodiversidad, entre otros (Groffman et al., 2014).

Los suelos constituyen uno de los componentes fuertemente afectados por los procesos de urbanización, ya que están sujetos a operaciones de remoción de cobertura vegetal, impermeabilización, remoción, compactación, entre otras. Estas actividades afectan las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, como el contenido de materia orgánica y nitrógeno, la biodiversidad de microorganismos edáficos o la actividad microbiana (Lorenz y Kandeler, 2005). Debido a la importancia de las funciones del suelo en la regulación del clima, secuestro de nutrientes, provisión de alimentos y conservación de la biodiversidad (Adhikari y Hartemink, 2016), el estudio de las alteraciones producidas por los procesos de urbanización resulta crucial para la toma de decisiones de manejo.

En la ciudad de Ushuaia, el fuerte crecimiento poblacional experimentado desde la década del 70' (de 5677 habitantes en 2010 a 82615 en 2022) (INDEC, 2022) ha dado lugar a un fenómeno de expansión del ejido urbano en detrimento de diferentes áreas de interés ecológico. A partir del año 2000, se ha detectado un incremento en el número de urbanizaciones cerradas en el área periurbana de esta ciudad austral, las cuales se expanden sobre ambientes boscosos con pendiente pronunciada (Gómez Samus et al., 2022). Esto ha ocasionado cambios en el uso del suelo (de natural a urbano) en algunos sectores, mientras que en otros las áreas naturales han conservado su uso, pero han quedado completamente rodeadas por áreas urbanas. Dado que los estudios que abordan la influencia de los procesos de urbanización en las propiedades del suelo en Ushuaia son escasos y se encuentran restringidos espacialmente, el objetivo de este trabajo ha sido evaluar el impacto de la urbanización sobre cinco importantes propiedades fisicoquímicas del suelo (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, y nitrógeno) a lo largo y ancho de la ciudad de Ushuaia.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio (Fig. 1) se ubica en la ciudad de Ushuaia (54°48'04.31" S, 68°18'11.07" O), al suroeste de la provincia de Tierra del Fuego, Argentina. La ciudad cuenta con una superficie de 23 km² (Molpeceres, 2017). El clima es boreal oceánico y se caracteriza por una temperatura media anual de 5,9 °C y una precipitación anual de



580 mm (20 % en forma de nieve) (Rodríguez et al., 2020). La vegetación en la zona montañosa está dominada por bosques mixtos de *Nothofagus pumilio* y *N. betuloides*, que alternan con comunidades de altura y turberas de *Sphagnum magellanicum*, en áreas de menor altitud (Moore, 1983). El material parental característico del área corresponde a till, siendo inceptisoles, spodosoles e histosoles los órdenes de suelos dominantes para todo el sector sur de la provincia (INTA, 1990; Panigatti, 2010; Martínez et al., 2020).



Figura 1. Mapa de la provincia de Tierra del Fuego con detalle ampliado de la ciudad de Ushuaia en donde se observan los puntos de muestreo.

Muestreo

Durante el período 2013-2023 se realizaron muestreos en 16 sectores de la ciudad de Ushuaia (Fig. 1). En cada sector, se identificaron áreas urbanas y áreas naturales y se tomaron muestras compuestas de suelo (0-10 cm superficiales, 5 submuestras) que fueron colocadas en bolsas plásticas herméticas y trasladadas al laboratorio para su análisis posterior. Una vez en laboratorio las muestras fueron secadas en estufa de aire forzado a una temperatura inferior a 40 °C y posteriormente tamizadas (malla de 2 mm). Sobre las fracciones finas obtenidas (< 2 mm) se determinó: contenido de materia orgánica (método de calcinación Davies, 1974), pH en agua (relación suelo:agua de 1:2,5 o 3:50 de acuerdo al contenido de materia orgánica), y conductividad eléctrica (medidor Hanna HI98130). Los datos de contenido de materia orgánica fueron utilizados para obtener el contenido de carbono orgánico mediante el factor de conversión de Van Bemelen (1890). Adicionalmente, se seleccionó un subgrupo de muestras correspondientes a 4 de los sectores en las cuales se cuantificó contenido de nitrógeno total (%) mediante analizador elemental de nitrógeno Thermo-Finnigan 1112 Series.

Análisis estadístico



Para el análisis estadístico se utilizó el entorno Spyder (Python 3.12). En primer lugar, se evaluó el cumplimiento de los supuestos de normalidad (test de Shapiro-Wilks modificado) y homocedasticidad (test de Bartlett). Para aquellas variables que no cumplieron con el supuesto de normalidad (materia orgánica, pH, conductividad eléctrica y carbono orgánico) se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, mientras que para el resto de las variables se aplicó ANOVA de un factor (tipo de área) con dos niveles (natural vs urbana). Por otra parte, se analizó la correlación entre variables (correlación de Spearman).

Resultados

Todas las variables presentaron diferencias significativas de acuerdo al tipo de área. Los valores de pH variaron entre 3,6 y 8,4, con valores más elevados en áreas urbanas respecto a áreas naturales (Fig. 2a, $P < 0,05$). En lo que respecta a conductividad eléctrica (Fig. 2b), los valores variaron entre 0,04 y 2,6 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$, con valores más bajos en áreas urbanas, respecto a áreas naturales.

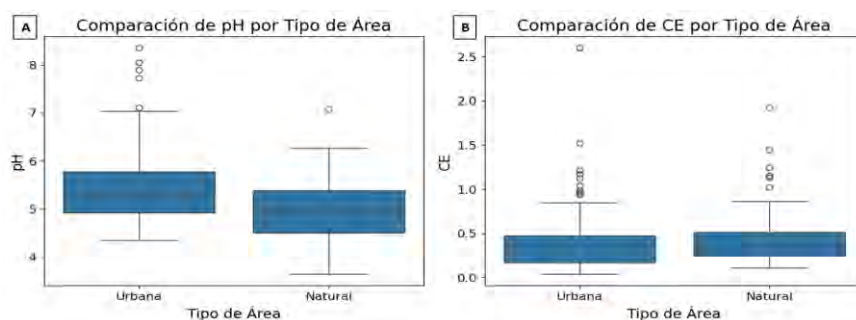


Figura 2. a) Boxplot para pH por Tipo de área. b) Boxplot para conductividad eléctrica por Tipo de área.

Los contenidos de materia orgánica y carbono orgánico (Fig. 3a y b) variaron entre 1,5 y 79,1 % y 0,9 y 45,9 % respectivamente, y mostraron valores más bajos en áreas urbanas respecto a áreas naturales.

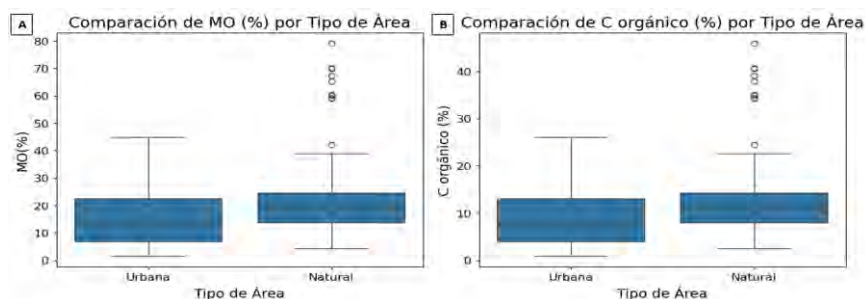


Figura 3. a) Boxplot para materia orgánica (%) por Tipo de área. b) Boxplot para carbono orgánico (%) por Tipo de área (B).



En el caso del contenido de nitrógeno (%), no se observaron diferencias significativas entre áreas urbanas y áreas naturales ($p > 0,05$).

Al analizar la correlación entre variables (Fig. 4) se observó una fuerte correlación positiva entre materia orgánica/carbono orgánico y el contenido de nitrógeno (0,98), como era de esperar, y una correlación positiva más débil entre materia orgánica/carbono orgánico y conductividad eléctrica (0,61). Un mayor contenido de materia orgánica contribuye a la formación y estabilización de los agregados del suelo facilitando la generación de poros y macroporos continuos y favoreciendo la retención de nutrientes y agua, lo que se refleja en un aumento de la conductividad eléctrica (Simón et al., 2013).

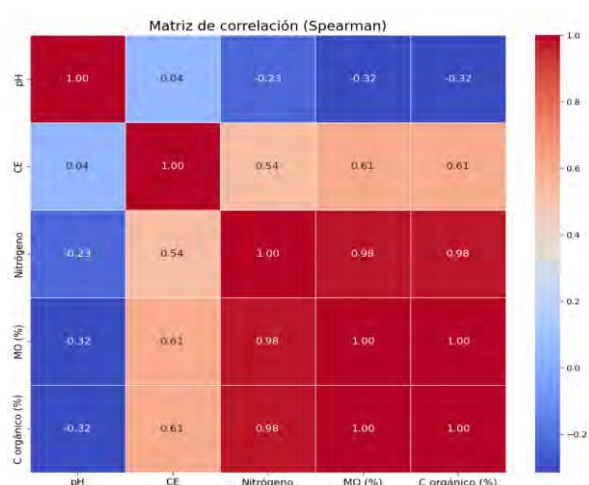


Figura 4. Matriz de correlación de Spearman para las variables bajo estudio.

Conclusiones

En términos generales, los suelos de Ushuaia se caracterizan por ser ácidos y no salinos, con buenos contenidos de materia orgánica. De acuerdo a los resultados obtenidos, la urbanización tendría un impacto significativo sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo, elevando el pH y disminuyendo la conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica y/o carbono orgánico. Se espera que todos estos cambios modifiquen la microbiota edáfica y, en consecuencia, se vean afectados los ciclos biogeoquímicos de algunos elementos. Es por esto que, sería importante un estudio más detallado que incorpore el análisis de un mayor número de variables, entre ellas la respiración microbiana, contenido de amonio, nitrato, fosfato.

Referencias bibliográficas

Adhikari, K. & Hartemink, A. (2016). Linking soils to ecosystem services: A global review. *Geoderma*, 262: 101-111.



- Casadei, P., Semmartin, M. & Garbulsky, M. F. (2021). Análisis regional de las islas de calor urbano en la Argentina. *Ecología Austral*, 31: 190-203.
- Davies, B. E. (1974). Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 38: 150-151.
- Gómez Samus, M., Martínez, M., Ponce, F., et al. (2022). Caracterización de suelos en un área de expansión urbana de Ushuaia. *XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Asociación Argentina de Suelos, Buenos Aires, Argentina.
- Groffman, P. M., Cavender-Bares, J., Bettez, N. D., et al. (2014). Ecological homogenization of urban USA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(1): 74-81.
- INDEC, (2025). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022*. República Argentina Síntesis de Resultados. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- INTA, (1990). *Atlas de Suelos de la República Argentina*. CIRN.
- Lorenz, K. & Kandeler, E. (2005). Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biology and Biochemistry*, 37 (2005): 1373-1385.
- Martínez, M. C., Rauque Cheuquepil, Y. V., Rodríguez, M., et al. (2020). Morfología y datos fisicoquímicos de dos inceptisoles de la zona periurbana de Ushuaia. *XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Asociación Argentina de Suelos, Corrientes, Argentina.
- Molpeceres, C. (2017). Repensando el territorio en el fin del mundo: transformaciones urbanas en Ushuaia. *Investigación + Acción*, 20: 77-100.
- Moore, D. M. (1983). *Flora of Tierra del Fuego*. Anthony Nelson - Missouri Botanical Garden, Saint Louis.
- Panigatti, J. L. (2010). *Argentina: 200 años, 200 suelos*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Rodríguez, P., González Garraza, G., García, V., et al. (2020). Beaver dam effect on phytoplankton and periphyton composition and hydrology in streams from Tierra del Fuego (Argentina). *Hydrobiologia*, 847: 1461-1477.
- Simón, M., Peralta, N. & Costa, J. L. (2013). Relación entre la conductividad eléctrica aparente con propiedades del suelo y nutrientes. *Ciencia del suelo*, 31(1), 45-55.
- Van Bemmelen, J. M. (1890). Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des



Schwefels, der in den colloïdalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u. s. w. im Ackerboden. *Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen*, 37: 279-290.

World Bank Group, (2020). *Demographic Trends and urbanization*. International Bank for Reconstruction and Development, Washington, EE.UU.



ANÁLISIS MULTIPARAMETRICO EN SUELOS PARA EVALUAR EL POTENCIAL DE LIXIVIACIÓN DE HERBICIDAS

MULTIPARAMETER ANALYSIS OF SOILS TO ASSESS THE LEACHING POTENTIAL OF HERBICIDES

Lutri, Verónica^{1,2}; Blarasin, Mónica¹; Matteoda, Edel¹; Giacobone, Daniela^{1,2}; Cabrera, Adriana¹; Pascuini, Miguel^{1,2}; Bécher Quinodóz, Fátima^{1,2}; Pramparo, Santiago^{1,2}; Schroeter, Germán^{1,2}; Ruiz Sinoga, José Damián³

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (UNRC), Argentina, ³Universidad de Málaga, Laboratorio de Geomorfología y Suelos, España. vlutri@exa.unrc.edu.ar

Resumen

El estudio evaluó el potencial de lixiviación de herbicidas (glifosato y atrazina) en dos suelos de Córdoba mediante análisis multiparamétrico de propiedades físico-químicas. Se determinaron textura, materia orgánica, pH, CE, carbonatos, densidad, porosidad, entre otros. Se calcularon los índices de lixiviación (GUS y FR). Los resultados mostraron que la MO y las arcillas favorecen la retención y el incremento de pH incrementa las cargas negativas y constituye una variable que disminuye la adsorción de moléculas orgánicas a la matriz de suelo. En el suelo arenoso la retención es menor y la lixiviación de herbicidas es mayor, especialmente de ATZ dadas sus características, de elevada vida media, alta solubilidad y bajos coeficientes de adsorción (Kd y Koc).

Palabras clave: Herbicidas, Lixiviación, Suelos, Acuíferos.

Introducción

Los herbicidas son uno de los principales contaminantes en la zona rural de Córdoba, por su alta solubilidad en agua y menor Kow (coeficiente de partición octanol-agua) que el resto de los pesticidas. Glifosato y atrazina son los más comunes y aplicados en soja y maíz, en los meses de octubre a febrero, coincidente con la época de lluvias. Una vez aplicados sufren procesos de degradación y transformación total o parcial por diversos procesos, conduciendo a la formación de nuevos productos que pueden ser más móviles, persistentes y peligrosos que los compuestos de partida (Lupi et al., 2015).

Además de las características propias de los compuestos, aquellas físico-químicas de los suelos determinan el comportamiento de estos contaminantes en el ambiente, destacándose entre ellas la estructura de los mismos. Dependiendo fuertemente de esta propiedad, puede existir transporte vertical de los xenobióticos en el perfil del suelo, con



la posibilidad de llegar a las aguas subterráneas.

El objetivo del presente trabajo es comparar los parámetros físico-químicos que pueden influir en la lixiviación de herbicidas en 2 suelos de la provincia de Córdoba (Fig. 1), y evaluar su relación con el potencial de lixiviación de herbicidas de uso común en la llanura pampeana cordobesa.

La zona de trabajo es el pedemonte de las Sierras de Las Peñas cuyas principales características geológicas pueden hallarse en Lutri et al. 2020. El área está caracterizada por un clima de tipo mesotermal subhúmedo seco, con precipitaciones medias anuales de 795 mm concentradas en un 79 % en primavera-verano. El balance hídrico edáfico muestra excesos hídricos en los años húmedos, especialmente en verano/otoño y primavera.

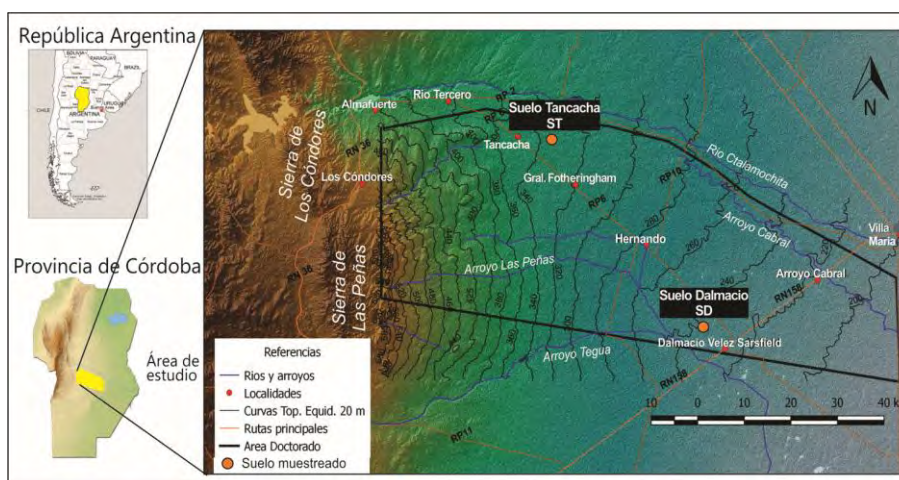


Figura 1. Ubicación del área de estudio y suelos analizados.

Materiales y Métodos

Con el objeto de llevar a cabo el estudio se seleccionó un suelo ubicado en la zona de ápice del paleoabanico del Caltamochita, sitio caracterizado por su geología de sedimentos fluviales gruesos (Suelo Tancacha: ST) y otro en materiales de origen eólico, de tipo loésico (Suelo Dalmacio: SD). El suelo ST corresponde a un Ustorthent típico (Entisol, de suborden orthent), sin desarrollo definido de perfiles, ni horizontes diagnósticos (material parental inalterado). El suelo SD corresponde a un Endoaçuol típico (Molisol, de suborden Açuol), superficial a moderadamente profundo, con epipedón mólico, desarrollado a partir de materiales sedimentarios muy finos y desarrollo de horizontes superficiales oscuros, estructurados y con agregados estables hasta los 35 cm de profundidad.



Se extrajeron 4 muestras de suelo disturbado de los primeros 5 cm de suelo y a los 30 cm de profundidad. Las muestras se denominaron ST 0-5; ST 30; SD 0-5 y SD 30. Además, se extrajeron 2 muestras de suelo indisturbado de los primeros 5 cm del suelo mediante cilindro hueco, para no modificar la estructura original del suelo y poder realizar mediciones de porosidad, densidad y conductividad hidráulica saturada.

En el Laboratorio de Geomorfología y Suelos de la Universidad de Málaga (LGS-UMA) (Fig. 2), después del tamizado (< 2 mm) y secado al aire, se determinaron la textura del suelo, mediante metodología de pipeta de Robinson y equipo de difracción de rayos láser - Masterziser. La conductividad eléctrica (CE) y el pH se determinaron a partir de una suspensión de partículas de suelo en agua desionizada en una proporción 1:5. La materia orgánica se analizó mediante pérdida por ignición, aplicando 430°C durante 24 horas en un horno mufla (Davies, 1974) y mediante el método de Walkley-Black por oxidación con dicromato y posterior titulación. Los carbonatos se midieron con un calcímetro de Bernard. El porcentaje de poros totales se determinó utilizando un picnómetro de aire (Eijkelkamp 08.60). La densidad aparente se calculó a partir de la relación entre la masa de suelo seco (fase sólida y poros) y el volumen del suelo. La capacidad de agua disponible (Capacidad de campo CC y punto de marchitez permanente PMP) se determinaron utilizando ollas de presión con placas extractoras PF de Richards (5 y 15 BAR) (Richards, 1947; Stakman et al., 1969) con agua destilada. La hidrofobicidad se

midió según el tiempo de infiltración de diferentes concentraciones de etanol y la estabilidad de agregados mediante tamizado en húmedo, conductividad hidráulica saturada mediante permeámetro.

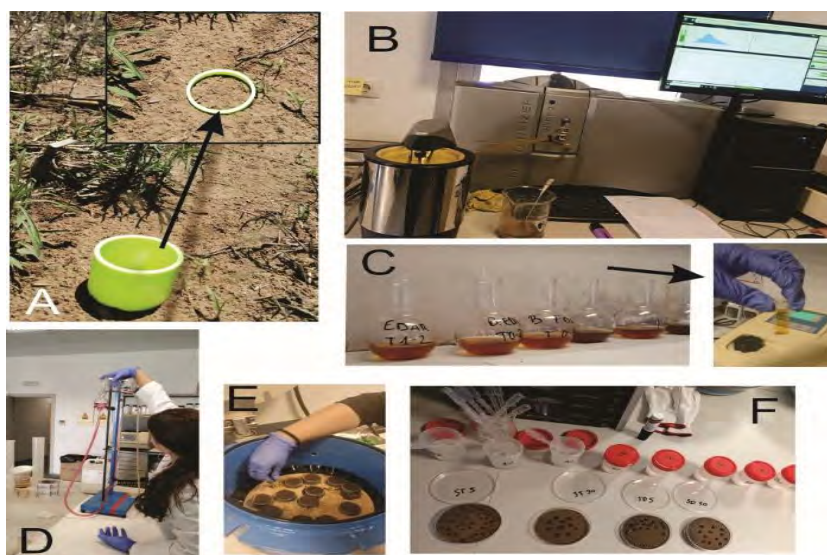


Figura 2. a) Toma de muestra de suelo indisturbado. b) Textura mediante difracción de rayos láser. c) MO mediante método de Walkley-Black y lectura en fotómetro. d) Carbonatos mediante calcímetro de Bernard. e) CC y PMP en ollas de presión con placas extractoras PF de Richards. f) Hidrofobicidad con tiempo de infiltración de etanol.



La determinación de glifosato (N-Fosfona metilglicina-PMG) y su metabolito de degradación (AMPA) se llevó a cabo en la estación experimental de INTA Balcarce (EEA INTA BALCARCE) en Buenos Aires (UHPLC MS/MS con límites de detección (LD) en suelo de 0,3 y 0,4 µg/kg PMG y AMPA, respectivamente). Atrazina se midió en el Depto., de Microbiología de UNRC con test de Inmunoensayo Enzimático (ELISA) competitivo, con kit comercial Abraxis Atrazine ELISA (Abraxis, Inc, Warminster, PA). La intensidad del color fue determinada mediante lectura de densidad óptica a 450 nm utilizando un lector de placa Labsystems Multiskan MS y las concentraciones se expresaron como µg/L. El límite de detección de atrazina establecido por el fabricante del kit es de 0,04 µg/L.

Posteriormente con los parámetros de suelos obtenidos en laboratorio, se calcularon los coeficientes de distribución de ATZ y PMG, normalizado por carbono orgánico (K_{oc}). Este se obtuvo mediante la siguiente ecuación, que relaciona el coeficiente de partición suelo-agua (K_d) y el porcentaje de carbono orgánico del suelo (CO):

$$K_{oc} = \frac{K_d \times 100}{\%CO} \text{ Ecuación 1}$$

$$\%CO = \frac{\%MO}{1,724} \text{ Ecuación 2}$$

Se calcularon índices para determinar el potencial de lixiviación de los plaguicidas a través del suelo. Fueron elegidos el índice Groundwater Ubiquity Score (GUS) (Gustafson, 1989) y el de Factor de retardo (FR) (Rao et al., 1985) ya que incorporan parámetros del suelo en su cómputo.

El índice GUS relaciona al K_{oc} con la vida media de un herbicida en el suelo. La persistencia de un herbicida en el suelo es la cantidad de tiempo que el herbicida permanece activo en el mismo, también denominada vida residual del herbicida en el suelo. El índice GUS queda definido a través de la siguiente ecuación:

$$GUS = \log t_{1/2} * (4 - \log K_{oc}) \text{ Ecuación 3}$$

Dónde: t_{1/2}: tiempo de vida medio (días), K_{oc}: coeficiente de adsorción al suelo (kd/foc)

Este índice proporciona una idea de la capacidad que posee un herbicida de moverse en el perfil de un suelo por la acción del agua (lixiviarse).

El FR incorpora en su cálculo parámetros como la densidad aparente del suelo DAP (kg m⁻³), foc es la fracción decimal del contenido de carbono orgánico y K_{oc} (L kg⁻¹) es el



coeficiente de adsorción al carbono orgánico y θ_{cc} ($m^3 m^{-3}$) el contenido volumétrico de agua en el suelo a capacidad de campo.

$$FR = \frac{1 + (DAP \times foc \times Koc)}{\theta_{cc}} \quad \text{Ecuación 4}$$

Resultados

La tabla 1 presenta los resultados de todos los parámetros analizados en el laboratorio: **ST** está constituido principalmente por arenas muy finas a gruesas en un porcentaje total de arenas de más del 50 %, con una textura franco arenosa tanto en superficie como a los 30 cm de profundidad, una densidad real media de 1,8 y una porosidad de 45,6 %. No posee agregados y su contenido en carbonatos es bajo (1,5 %), su pH es cercano a neutro (media de 7,1) y con valores de CE que disminuyen en profundidad, de 78 a 44 uS/cm, siendo un suelo de muy bajo contenido en sales. Posee también muy bajo contenido de MO, del orden de 0,3 % y disminuye en profundidad. Es un suelo hidrofílico en superficie y muy hidrofílico en profundidad. Su conductividad hidráulica saturada está en el orden de 15 m/d y su capacidad de campo es del 17,3 %. Su punto de marchitez permanente es del 2,7 y 2,9 de % de humedad a las 2 profundidades analizado.

SD está constituido principalmente por limos en un 70 % y arenas muy finas, dando una textura franco limosa tanto en superficie como a los 30 cm de profundidad, una densidad real media de 2,1 en superficie y una porosidad de 44 %. El pH se encuentra cercano a neutro (media de 6,7) y la CE disminuye en profundidad desde 312 a 174 uS/cm, siendo un suelo de bajo contenido en sales. La MO también disminuye en profundidad, desde alrededor de 3 % según ambos métodos realizados hasta 1,1 % en profundidad. La fracción de agregados estables es del 70 % en superficie y del 27 % en profundidad y su contenido en carbonato de calcio ronda el 1,8 % para ambas profundidades. Es un suelo muy hidrofílico, con una capacidad de campo de más del 40 % y la conductividad hidráulica saturada está en el orden de 3 m/d. Su punto de marchitez permanente es de 10,5 y 10,7 de % de humedad.

Tabla 1. Resultados obtenidos de los parámetros de suelo analizados.

Parámetros analizados	ST 0-5	ST 30-35	SD 0-5	SD 30-35
Ph	7,06	7,25	6,68	6,85
Conductividad eléctrica	78,9	44,3	312,3	174,3
MO Walkley	0,34	0,33	2,7	1,1
MO Calcinación	0,2	0,1	3	1,5
Carbonatos	1,54	1,46	1,87	1,83
Fracción estable de agregados	NC	NC	69,3	27,2



Hidrofobicidad	Hidrofílico	Muy hidrofílico	Muy hidrofílico	Muy hidrofílico
Capacidad de campo, %	17,3	15,9	43,5	40,7
HUMEDAD				
Punto de Marchitez permanente %	2,7	2,9	10,5	10,7
HUMEDAD				
Conductividad hidráulica saturada, Ksat, m/d	14,87	NC	3,3	NC
Porosidad	45,6	NC	44,0	NC
Densidad real media	1,881	NC	2,104	NC
Densidad aparente (DAP)	1,611	NC	1,53	NC
Textura Espectrómetro laser, Mastersizer	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco limoso	Franco limoso
Arena gruesa	2,04	2,49	0	0
Arena media	19,18	23,46	0	0
Arena fina	9,16	8,67	2,24	2,68
Arena M fina	20,59	17,66	23,9	19,36
Limo grueso	26,3	24,4	36,6	34,2
Limo fino	21,8	21,7	34,7	38,23
Arcilla	0,86	1,58	2,5	5,5
Textura Pipeta de Robinson	Franco arenoso	Franco arenoso	Franco limoso	Franco limoso
Arena gruesa	13	12,3	0,05	0,05
Arena media	16,1	11,8	0,03	0,05
Arena fina	23,5	18,9	1,2	0,5
Arena M fina	8,7	6,8	19,8	24,5
Limo grueso	29,8	36,7	59,7	56,8
Limo fino	0,5	0	0	0
Arcilla	8,1	13,3	19,2	17,6

Coefficiente de partición, adsorción e índices de lixiviación

Los coeficientes e índices para ambos herbicidas fueron calculados en base a los valores de MO del método de Walkley-Black y de Kd obtenidos en trabajos previos (Lutri et al., 2022) así como de la base de datos PPDB (University of Hertfordshire, 2014) y pueden observarse en la Tabla 2.

El cálculo de índices de lixiviación se realizó en base a los parámetros de los primeros 5 cm del suelo, considerando que poseen el mayor porcentaje de MO, y que, en profundidad, al disminuir la MO, la lixiviación será mayor. Según los rangos definidos por el índice GUS, si el valor es $> 2,8$ el potencial de lixiviación es alto, si se encuentra entre 1,8-2,8 el potencial es medio y si es $< 1,8$ el potencial es bajo. El FR indica que si el valor es < 1 potencial alto de lixiviación, 1-3: Lixiviación moderada, 3-6: Lixiviación baja y > 6 : Baja lixiviación. Para cada suelo, para cada herbicida, se presentan los potenciales de lixiviación en la tabla 2. El índice de lixiviación de GUS (Gustafson, 1989) indica que ATZ posee alto poder de lixiviación en ambos suelos (valores de 3,1 y 5,0) mientras que PMG es considerado no lixiviable con valores negativos en ambos suelos.



Un ejemplo de los valores de herbicidas que alcanzan el acuífero libre puede consultarse en Lutri et al. 2020 y 2022.

Tabla 2. Cálculos de índices de lixiviación y parámetros utilizados.											
ATRAZINA	%MO	%CO	Kd	Koc	T1/2 (días)	GUS	DAP(kg/m ³)	foc	CC Øcc	FR	Pot de Lix.
ST w 5cm	0,34	0,197	1	507,1	261	3,129	1,6	0,002	17,3	0,150	ALT O
SD w 5cm	2,7	1,566	1,3	83,0	261	5,029	1,5	0,016	43,5	0,068	ALT O
GLIFOSATO	%MO	%CO	Kd	Koc	T1/2 (días)	GUS	DAP(kg/m ³)	foc	CC Øcc	FR	Pot de Lix.
ST w 5cm	0,34	0,197	209	105975,3	20	-1,334	1,6	0,002	17,3	19,387	BAJ O
SD w 5cm	2,7	1,566	209	13345,0	20	-0,163	1,5	0,016	43,5	7,230	BAJ O

Análisis estadístico

El análisis estadístico muestra correlación positiva alta de MO con ATZ ($r=0,877$) y moderada a alta con PMG ($r=0,749$) y AMPA ($r=0,748$), confirmando su rol crítico en la adsorción de contaminantes. Existe alta correlación entre porosidad y PMG ($r=0,891$) y entre densidad real y PMG ($r=0,943$), sugiriendo que la estructura física de suelos de mayor densidad facilita la retención de contaminantes. El pH presenta una correlación inversa con contaminantes, ATZ ($r=-0,724$), PMG ($r=-0,648$), AMPA ($r=-0,647$), indicando que condiciones ácidas favorecen la retención de PMG y ATZ.

Conclusiones

El análisis multiparamétrico de las variables físico químicas de los suelos brinda un conjunto de datos de gran valor para el análisis de potencial de lixiviación de herbicidas. La contaminación de sistemas acuíferos por estos compuestos debe analizarse en base a las características de los suelos típicos de la zona a estudiar ya que se obtienen valores más apropiados al escenario real. El suelo franco-limoso con mayor MO promueve una mayor adsorción de contaminantes debido a su estructura porosa con alta superficie específica y capacidad de complejación química. La MO y las arcillas participan en la generación de cargas y en sentido general, favorecen la retención. El incremento de pH favorece el incremento de cargas negativas y constituye una variable que disminuye la adsorción de moléculas orgánicas a la matriz de suelo. En suelos arenosos de baja MO, donde la retención es menor, la lixiviación de herbicidas es mayor, especialmente de ATZ dadas sus características: muy soluble, elevada vida media y bajos coeficientes de adsorción.



Agradecimientos: A la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado (AUIP) por el apoyo financiero que ha facilitado la realización de este trabajo en la Universidad de Málaga, España.

Referencias bibliográficas

Lupi, L., Miglioranza, K., Aparicio, V., et al. (2015). Dynamics of Glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the Total Environment*, 536, 687-694.

Lutri, V., Matteoda, E., Blarasin, M., et al. (2020). Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem. Córdoba, Argentina. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557>.

Lutri V., Blarasin, M., Matteoda, E., et al. (2022). Screening of Atrazine Distribution in Groundwater and Modeling of Leaching Potential to the Unconfined Aquifer in the Pampean Plain of Córdoba, Argentina. *Environmental Processes*. <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00581-z>

PPDB. (2019). *Pesticide Property Data Base*. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>

Richards, L. A. (1947). Pressure membrane apparatus: construction and use. *Agricultural Engineering*, 28, 451–454.

Stakman, W, Valk G. A. & Van der Harst, G. G. (1969). *Determination of soil moisture retention curves I. Sand-box Apparatus, Range PF 0 to 2.7*. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.

Walkley, A. J. & Black, I. A. (1934). Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29–38.



CONTAMINACIÓN CON PLOMO EN SUELOS URBANOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

LEAD POLLUTION IN URBAN SOILS OF BUENOS AIRES PROVINCE

Tatone, Leandro^{1,2}; Speranza, Eric^{1,2}; Palladino, Martina¹; Bonamino, Gastón¹; Villalba, Paula¹

¹Universidad Nacional de La Plata/Universidad Nacional Arturo Jaureche, Laboratorio de Química Ambiental y Biogeoquímica, Argentina, ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. lmstatone@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

Debido a su extendido uso, elevada toxicidad y persistencia, el plomo (Pb) es uno de los contaminantes más relevantes en suelos urbanos. Sin embargo, el estudio local de esta problemática es escaso y fragmentario. Con el objeto de realizar una evaluación integral de la contaminación con Pb en suelos de la Provincia de Buenos Aires, se colectaron 183 muestras compuestas de suelo superficial (0-5 cm) en 39 municipios de la provincia. Los sitios de muestreo se seleccionaron en base a la densidad de población y a la presencia de fuentes potenciales de plomo. En total se colectaron muestras compuestas de suelo en 121 plazas, 26 parques industriales, 14 basurales, 11 metalúrgicas/fundidoras, 6 fábricas de baterías y 5 recicladoras de baterías. Se analizó el contenido de humedad, el pH, el porcentaje de materia orgánica (perdida por ignición), la composición granulométrica (difracción laser) y la determinación de plomo (espectrometría de absorción atómica). Las características de los suelos fueron muy homogéneas con valores de pH neutros ($7,3 \pm 0,92$), alto contenido orgánico ($9,5 \pm 4,4$ %) y textura limosa (limos: $68 \pm 6,3$ % > arenas: $20 \pm 7,7$ % > arcillas: $12 \pm 2,7$ %). En contraste, las concentraciones de Pb en suelos resultaron extremadamente variables ($7,89$ - 17772 $\mu\text{g/g}$; $CV = 679$ %) y no estuvieron significativamente correlacionadas con las características fisicoquímicas de los suelos. Las concentraciones de Pb en el área de estudio (promedio general: 198 ± 1344 $\mu\text{g/g}$) fueron significativamente mayores ($p < 0,001$) que los valores de referencia obtenidos a partir de suelos agrícolas de la provincia de Buenos Aires, encontrándose las concentraciones más bajas en basurales y plazas y los máximos en fábricas y recicladoras de baterías ($p < 0,001$). En 20 sitios (11 % del total) las concentraciones superaron la directriz canadiense de calidad de suelos para uso residencial de 140 ppm, e incluso en 6 de ellos (correspondientes a fábricas y recicladoras de baterías) superaron ampliamente el nivel guía nacional de 500 $\mu\text{g/g}$. El análisis de los índices de Geoacumulación (Igeo) revela que el 56 % de los suelos está contaminado con Pb (Igeo >1), siendo el 12 % de ellos altamente contaminados (Igeo >3). La exposición a estos



niveles elevados de plomo puede tener efectos adversos para la salud en la población de las residencias cercanas, por lo que se requiere un estudio más detallado de este metal, especialmente aquellos sitios en los cuales se detectaron concentraciones extremas.

Palabras clave: Suelos, Plomo, Contaminación, Provincia de Buenos Aires.

Eje temático 7

HIDROGEOQUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA NATURAL



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



MATERIA ORGÁNICA DISUELTA EN AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA: EVALUACIÓN DE CALIDAD Y ORIGEN CON TÉCNICAS ÓPTICAS

DISSOLVED ORGANIC MATTER IN SURFACE AND GROUNDWATER: QUALITY AND SOURCE EVALUATION USING OPTICAL TECHNIQUES

Schroeter, P. German^{1,2}; Bécher Quinodóz, Fátima^{1,2}; Cabrera, Adriana.²; Arbeloa, Ernesto.³; Diéguez María.C.⁴; Blarasin, Mónica²

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina, ²Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ³Instituto de Investigaciones en Tecnologías Energéticas y Materiales Avanzados (CONICET-UNRC), ⁴Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (CONICET-UNComahue), Grupo de Ecología de Sistemas Acuáticos a Escala de Paisaje (GESAP). pschroeter@exa.unrc.edu.ar

Resumen

En la planicie fluvio-eólica de Alejandro Roca se caracterizaron las condiciones geohidrológicas para identificar los factores que controlan la química del agua superficial y subterránea, y el ingreso de materia orgánica disuelta (MOD). Se analizaron parámetros físico-químicos y fluorescencia. El río Cuarto (permanente), presenta aguas bicarbonatadas sódicas, y las lagunas, de dulces a saladas, están influenciadas por flujos subterráneos locales y regionales y evaporación. El acuífero libre (~ 100 m de espesor) con flujo NO-SE, presenta aguas bicarbonatadas y sulfatadas sódicas. La MOD reflejó fuentes autóctonas y alóctonas. Perforaciones alejadas del cauce, con baja salinidad y predominio de compuestos húmicos (HIX alto), indican recarga reciente. En zonas con uso intensivo del suelo y aguas más mineralizadas, se detectó MOD de origen alóctono, atribuible a aportes antrópicos por valores elevados de BIX y relaciones FI > 1.4. La integración geoquímica-espectral permitió discriminar sectores de recarga-descarga, mezcla e influencia antrópica, fundamentales para la gestión hídrica en áreas agrícolas.

Palabras clave: Aguas superficiales, Aguas subterráneas, Geoquímica, Materia orgánica disuelta.

Introducción

La creciente presión sobre los recursos hídricos, impulsada por la demanda para consumo humano, industrial y agropecuario, y agravada por la contaminación de origen antrópico, plantea desafíos significativos en cuanto a la calidad y disponibilidad del agua. En este



contexto, se vuelve esencial profundizar el conocimiento hidrogeológico a través de enfoques geoquímicos integradores, que combinen herramientas convencionales e innovadoras. Aunque los estudios isotópicos han demostrado ser eficaces para identificar fuentes y procesos que afectan a las aguas subterráneas, en los últimos años ha cobrado relevancia el estudio de la materia orgánica disuelta (MOD). En la llanura pampeana del sur de Córdoba, el uso intensivo del acuífero libre se ve condicionado tanto por elementos químicos naturales, como arsénico y flúor, como por los derivados de impacto de las prácticas agropecuarias, evidenciado por el incremento de nitratos en el agua subterránea (Blarasin et al., 2014). En este marco, el presente estudio se propone caracterizar las condiciones geohidrológicas del sector medio-bajo de la cuenca del río Cuarto, en las inmediaciones de Alejandro Roca. Se busca identificar los factores que controlan la composición química de las aguas superficiales y subterráneas, así como el ingreso y la calidad de la MOD, en un área de llanura con marcada actividad agrícola-ganadera. El abordaje apunta a evaluar los procesos de origen natural y antrópico que afectan al recurso, con vistas a generar insumos para una gestión sustentable en contextos productivos intensivos.

Materiales y métodos

Se analizaron antecedentes del área mediante hojas topográficas 1:50.000 del Instituto Geográfico Nacional e imágenes satelitales. El estudio hidrogeológico se realizó en el período abril-mayo de 2024, el cual consistió en el muestreo de agua subterránea en 21 perforaciones que captan de los primeros 40 m del acuífero libre y 5 lagunas. Se aforaron/muestrearon 3 secciones de interés del río Cuarto. Se midieron in situ pH, temperatura y conductividad eléctrica (CE), con sonda multiparamétrica Hanna (HI 98.127). Los análisis físico-químicos de las muestras, siguiendo *Standard Methods* (APHA, 2023), fueron realizados en el Laboratorio de Geoquímica del Departamento de Geología (UNRC). La información resultante fue procesada, obteniéndose la cartografía correspondiente. Para el análisis de fluorescencia de la materia orgánica disuelta (MOD) se seleccionaron 17 muestras de agua representativas (13 subterráneas —perforaciones que captan del acuífero libre—, 3 del río Cuarto y 1 de laguna), que fueron filtradas (0,22 µm), conservadas a 5 °C y enviadas al INIBIOMA (CONICET-UNCOMA). Allí, el Grupo GESAP obtuvo las matrices de emisión-excitación (MEE) y absorbancias. A partir de las MEE corregidas se calcularon las intensidades de los fluoróforos, (Rodríguez Vidal et al., 2020). También se estimaron tres índices ópticos: fluorescencia (FI), como la



relación entre las intensidades a 450/370 nm y 500/370 nm (McKnight et al., 2001); biológico (BIX), como la relación entre 380/310 nm y la máxima intensidad entre 420–435/310 nm (Wilson y Xenopoulos, 2009); y humificación (HIX), como el cociente entre el área de emisión 435–480 nm y 300–345 nm a una excitación de 254 nm (Zsolnay et al., 1999). Los datos se analizaron estadísticamente en IBM SPSS (v26.0) y RStudio (v4.0.4), permitiendo integrar los índices ópticos y aportar insumos clave para el modelo hidrogeológico conceptual.

Caracterización climática, geológica-geomorfológica e hidrodinámica.

El clima del área corresponde a un régimen mesotermal subhúmedo seco, con precipitación media anual de 819 mm, concentrándose aproximadamente el 85 % de las lluvias entre octubre y abril. En el área de estudio se reconocen tres unidades geomorfológicas principales. La llanura fluvio-eólica bien drenada, que domina el sector, presenta relieve plano a ondulado con pendientes suaves ($\sim 0,25$ %) y está compuesta por sedimentos limo-arenosos finos de origen loésico, donde se identifican antiguas dunas longitudinales y paleocanales rellenos. Hacia el norte y sur se desarrolla la planicie fluvio-eólica mal drenada, con relieve plano, pendientes menores al 1 % y escaso escurrimiento superficial, en la que predominan bajos con anegamientos temporarios o permanentes, asociados al ascenso del nivel freático, paleocauces y médanos parabólicos. Finalmente, la planicie fluvial del río Cuarto comprende una faja antigua (T1), con paleocanales rellenos y terrazas de baja energía, y otra más reciente (T2), correspondiente al cauce actual, con meandros activos, barras areno-gravosas, fuerte sinuosidad e incisión vertical que genera barrancas de hasta 10 m. Este último tramo presenta un marcado control estructural, sin evidencia de avulsiones recientes. La falla Pampayasta-Alejandro Roca genera un alto estructural, con el bloque occidental elevado, con diferente dirección de flujos superficiales y subterráneos. El acuífero libre, de hasta 100 m de profundidad, está compuesto por sedimentos limo-arenosos cuaternarios con cementación carbonática variable, y por sedimentos arenosos y gravas en la faja fluvial. Las conductividades hidráulicas oscilan entre 1 m/d en depósitos eólicos y 7-20 m/d en los fluviales. Su base está conformada por arcillas (acuicludo) y limos arcillosos (acuitardo). La superficie freática muestra una morfología ondulada a plana, condicionada por la falla Alejandro-Pampayasta, con flujo subterráneo principal NO-SE (Fig. 1) y gradientes entre 0,2-0,5 %. Al sur del río Cuarto, se identifican zonas de lomas, las cuales actúan como sectores de



recarga, y área de descarga en sectores deprimidos y el cauce fluvial, donde se establece una relación influente potenciada por la incisión del río. Esta dinámica también alimenta lagunas permanentes en cubetas de deflación.

Caracterización hidrogeoquímica del agua superficial y subterránea.

El pH de las muestras analizadas resultó desde neutro a levemente alcalino (7,6-8,5). La CE del acuífero libre oscila entre 857 y 6.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los valores más bajos asociados a la faja fluvial del río Cuarto y los más altos a la planicie fluvio-eólica mal drenada. El 79,4 % de las muestras son dulces, y un 20,6 % salobres. El carácter geoquímico es predominantemente bicarbonatado sódico (82,35 %) y en menor porcentaje de tipo mixto ($\text{HCO}_3\text{--SO}_4\text{--Na}$ —11,76 %— y $\text{SO}_4\text{--HCO}_3\text{--Na}$ —5,88 %—). En la zona se registraron altos tenores de As y F^- , asociados a la meteorización del vidrio volcánico presente en la mineralogía del loess pampeano y a la desorción desde las superficies de óxidos (Blarasin et al., 2014). Las muestras de agua del río Cuarto son dulces (CE entre 561 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 697 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y bicarbonatadas sódicas. La CE de las lagunas resultaron más variables (mín. =2.370 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y máx. =14.906 $\mu\text{S}/\text{cm}$), la elevada salinidad de las mismas, la dirección de los flujos subterráneos (Fig. 1) y la presencia de As (entre 188 a 1.166 $\mu\text{g}/\text{L}$), indican que las mismas actúan como área de descarga de flujos subterráneos intermedios y/o regionales. Los nitratos (NO_3^-), como indicador de contaminación difusa, muestran valores bajos en aguas superficiales (río Cuarto y lagunas permanentes), generalmente inferiores a 2 mg/L. En cambio, en aguas subterráneas, las concentraciones son variables (1,0 a 148,0 mg/L) y en el 31,3 % de las muestras superan el valor de fondo natural provincial (8–12 mg/L, Blarasin et al., 2014), evidenciando aporte antrópico. Los valores más altos se vinculan a captaciones cercanas a actividades ganaderas intensivas y/o campos fertilizados, y a condiciones hidrogeológicas desfavorables, como escasa profundidad del nivel freático.

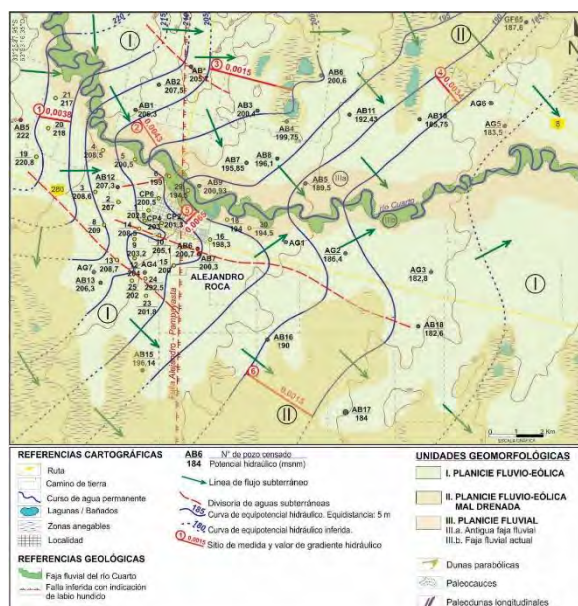


Figura 1. Mapa Geomorfológico y de equipotenciales del acuífero freático del área de estudio.



Determinación de la calidad de la MOD mediante fluorescencia

Según las matrices de excitación-emisión (EEMs), las muestras se agrupan en tres categorías principales (Fig. 3, Tabla 1). Las matrices **Tipo 1** se caracterizan por una clara dominancia de fluoróforos húmicos (A, C y M), con una presencia mínima de compuestos de tipo proteico-triptofánico (T), y corresponden exclusivamente a aguas del acuífero freático. Las matrices **Tipo 2** también presentan predominio de compuestos húmicos (A, C y M), pero con proporciones más significativas de fluoróforos tipo T. Este grupo incluye muestras del cauce del río Cuarto, con la excepción de la muestra subterránea AG7, cuyo perfil aniónico es muy similar al de las muestras superficiales (Fig. 2). Por último, la muestra correspondiente al cuerpo lagunar ubicado al norte del área de estudio representa una matriz **Tipo 3**, con fuerte predominancia de compuestos húmicos (A, C y M) y las mayores intensidades de fluorescencia.

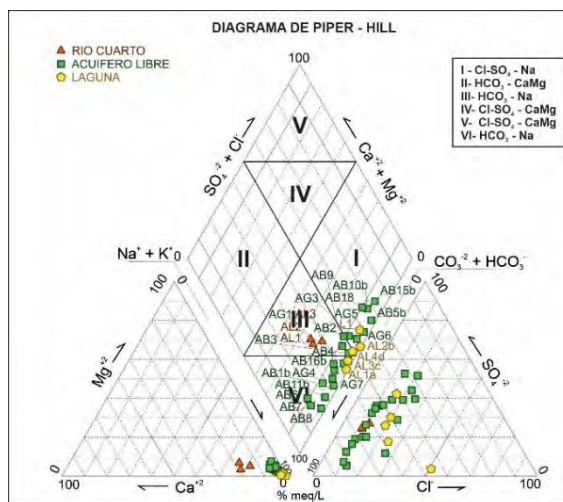


Figura 2. Diagrama de Piper-Hill para las muestras del área de estudio.

Este grupo incluye muestras del cauce del río Cuarto, con la excepción de la muestra subterránea AG7, cuyo perfil aniónico es muy similar al de las muestras superficiales (Fig. 2). Por último, la muestra correspondiente al cuerpo lagunar ubicado al norte del área de estudio representa una matriz **Tipo 3**, con fuerte predominancia de compuestos húmicos (A, C y M) y las mayores intensidades de fluorescencia.

Tabla 1. Ubicación de los picos referenciados para los fluoróforos de las matrices de Ex/Em.

Tipo	Denominación del Pico	Rango de Exc (nm)	Rango de Em (nm)	Denominación del pico	Descripción del fluoróforo
Proteínicos	T	260-280	320-360	Pico T1 ^a ; T ^b	Proteínico – tipo triptofano
Húmicos	A	240-260	370-460	Pico A ^{ab}	Tipo fúlvico ^a ; Tipo Húmico ^b
	M	290-310	370-410	Pico M ^b	Tipo Húmico ^b
	C	330-380	390-440	Pico C ^{ab}	Tipo Húmico ^{ab}

^aRodríguez Vidal et al, 2020; ^bAiken, 2014.

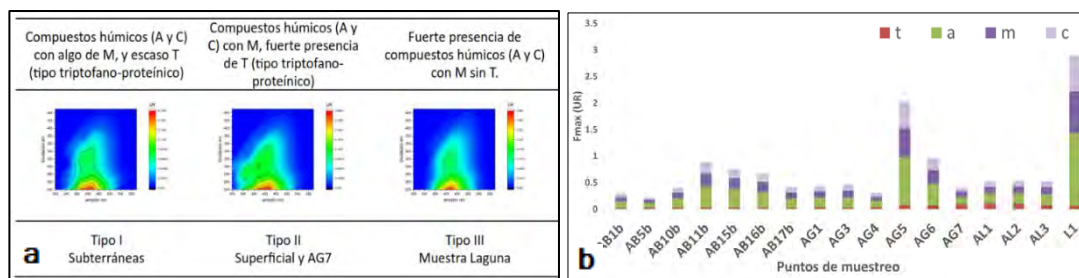


Figura 3. a) Emisión-excitación (MEEs) Tipos I, II y III. b) Fluorescencia máxima de fluoróforos (barras apiladas).



Los índices de fluorescencia FI, BIX y HIX permiten identificar el origen de la materia orgánica disuelta (MOD), distinguiendo fuentes alóctonas (terrestres) de autóctonas (producción biológica in situ), según Moona et al. (2021). En particular, el índice HIX es un indicador de la edad del material orgánico presente en el sistema, y se correlaciona fuertemente con la aromaticidad de la MOD (Morling et al., 2017).

En las muestras AL1, AL2 y AG7, el índice HIX (Fig. 4a) sugiere una MOD autóctona, de reciente formación y escasa degradación. En contraste, la mayoría de las muestras (excepto AL3 y AG4, que se ubican en un rango intermedio), presentan valores de $HIX > 6$, lo que indica un origen alóctono. Los bajos valores en AL1 y AL2 podrían vincularse a eventos de recarga reciente, condición también observada en AG7, ubicada en una zona de recarga local (Fig. 1). Las muestras AL3 y AG4 muestran evidencias de mezcla: AG4 se sitúa aguas abajo de la recarga, donde podrían converger flujos subterráneos de distinta escala, mientras que AL3 fue recolectada en un sector con intensa extracción de agua superficial para riego, lo que habría modificado tanto la MOD como el contenido iónico subterráneo. El índice BIX (Fig. 4b) presenta su mínimo en la muestra L1, y en el resto tiende a aumentar a medida que disminuye el HIX (Fig. 4a), probablemente debido a la

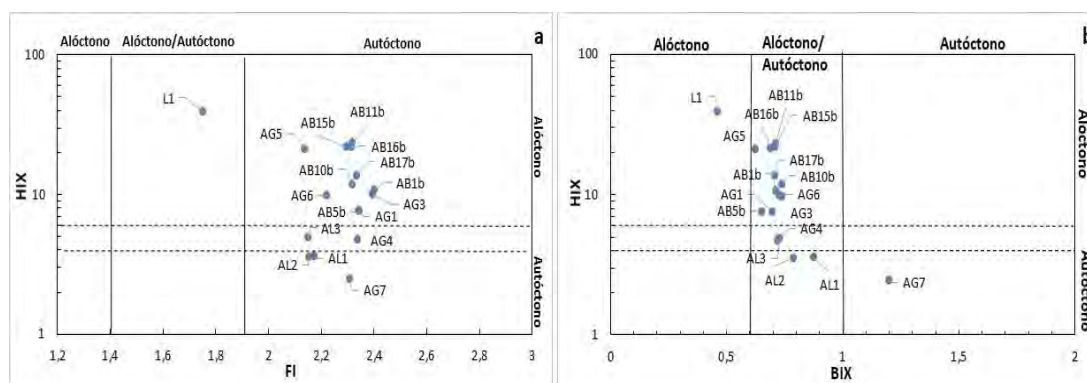


Figura 4. a) Distribución de FI vs HIX. b) Distribución de BIX vs HIX.

degradación microbiana de compuestos húmicos. La muestra L1, presenta un bajo BIX (0,46) y un alto HIX (39,16); como se explicó anteriormente, el índice HIX es un indicador de la edad del material orgánico presente. El bajo BIX y alto valor de HIX podría indicar un escaso aporte de MOD reciente al cuerpo lagunar, lo que, en conjunto con su elevada conductividad eléctrica ($3.318 \mu\text{S}/\text{cm}$) y altas concentraciones de As ($1.166 \mu\text{g}/\text{L}$) y F^- ($1,3 \text{ mg}/\text{L}$), respalda la hipótesis de que esta laguna probablemente sea alimentada por flujos subterráneos regionales.



Conclusión

Este estudio combinó técnicas hidrogeoquímicas tradicionales con análisis de fluorescencia de la MOD para caracterizar aguas superficiales y subterráneas en una región con intensa actividad agrícola. Esta integración permitió identificar zonas de recarga y descarga, y distinguir el origen natural o antrópico de la materia orgánica disuelta (MOD). Los índices ópticos revelaron que las muestras AL1, AL2 y AL3, con valores bajos de HIX y FI/BIX intermedios, corresponden a recarga local con MOD autóctona de reciente producción. La muestra L1 mostró señales de MOD alóctona fuertemente humificada, posiblemente vinculada a descarga regional o tránsito prolongado. Las muestras AG1, AG3-6, AB10b y AB15b se ubicaron en zonas de mezcla con señales mixtas de la MOD, posiblemente afectadas por aportes superficiales antrópicos. En cambio, AG7 y AB16b reflejaron MOD fresca, de producción biológica, propia de procesos de recarga actual. Estos resultados permiten comprender la dinámica hidrogeoquímica local, permiten evidenciar procesos de mezcla y resaltan la importancia de una gestión integrada para evitar la degradación de los acuíferos.

Referencias bibliográficas

- Aiken, G. (2014). Fluorescence and dissolved organic matter: A chemist's perspective. *Aquatic organic matter fluorescence*, 35, 35.
- American Public Health Association (APHA). (2023). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.
- Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. UniRío Editora.
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., et al. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48.
- Moona, N., Holmes, A., Wansch, U. J., et al. (2021). Full-scale manipulation of the empty bed contact time to optimize dissolved organic matter removal by drinking water biofilters. *American Chemical Society Environmental Science & Technology Water*, 1(5), 1117-1126.
- Morling, K., Raeke, J., Kamjunke, N., et al. (2017). Tracing aquatic priming effect during microbial decomposition of terrestrial dissolved organic carbon in chemostat



experiments. *Microbial ecology*, 74(3), 534-549.

Rodríguez-Vidal, F. J., García-Valverde, M., Ortega-Azabache, B., et al. (2020). Characterization of urban and industrial wastewaters using excitation-emission matrix (EEM) fluorescence: Searching for specific fingerprints. *Journal of Environmental Management*, 263, 110396.

Wilson, H. F. & Xenopoulos, M. A. (2009). Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience*, 2(1), 37-41.

Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., et al. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45-50.



MATERIA ORGÁNICA DISUELTA EN AGUA SUBTERRÁNEA DE AMBIENTES ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS

DISSOLVED ORGANIC MATTER IN GROUNDWATER OF ARID AND SEMIARID ENVIRONMENTS

Cabrera, Juan M^{1,2}; García Patricia E¹

¹Centro Científico Tecnológico Patagonia Norte (CONICET – CNEA), ²Universidad Nacional del Comahue. jcabrera@comahue-conicet.gob.ar

Resumen

Se monitorearon 70 fuentes de agua en predios de familias productoras ganaderas de la zona rural aledaña a Ingeniero Jacobacci, Río Negro, con el objetivo de evaluar la materia orgánica disuelta (MOD) en el agua subterránea de la zona. El clima es predominantemente semiárido y árido, con precipitaciones promedio de 200 mm anuales. Los acuíferos son de roca fracturada en sierras y mesetas, mientras que en zonas bajas la morfología dominante son los abanicos aluviales y depósitos de remoción en masa y los acuíferos, kársticos. Los suelos son muy poco evolucionados. Para todas las muestras se midieron matrices de excitación y emisión de fluorescencia, analizadas con PARAFAC, un software de análisis multilineal que permite deconvolucionar las matrices y determinar cuáles son las señales independientes que componen la matriz. De ese modo se pueden identificar los componentes de fluorescencia (fluoróforos) presentes en cada una de las muestras y su proporción. Hay numerosos fluoróforos ya identificados que están publicados en una base de datos openfluor, donde se pueden comparar los resultados de un dataset con todos los que componen la base.

En la figura 1 se muestran los resultados del análisis PARAFAC. A la izquierda se encuentra una matriz cruda, al centro los 3 componentes de fluorescencia validados por mediante el modelo. Las coordenadas de excitación y emisión de los componentes fueron: C1: λ 240/468; C2: λ 320/410; C3: λ 275/340. Los fluoróforos C1 y C2 son característicos de materia orgánica de carácter húmico y fúlvico, respectivamente, mientras que C3 es de origen microbiano y se considera autóctono sin importar el tipo de agua que se esté estudiando. Por ello, C1 y C2 es MOD de origen alóctono, que se incorpora al agua durante el proceso de infiltración, mientras que C3 es producto de la actividad bacteriana autóctona.

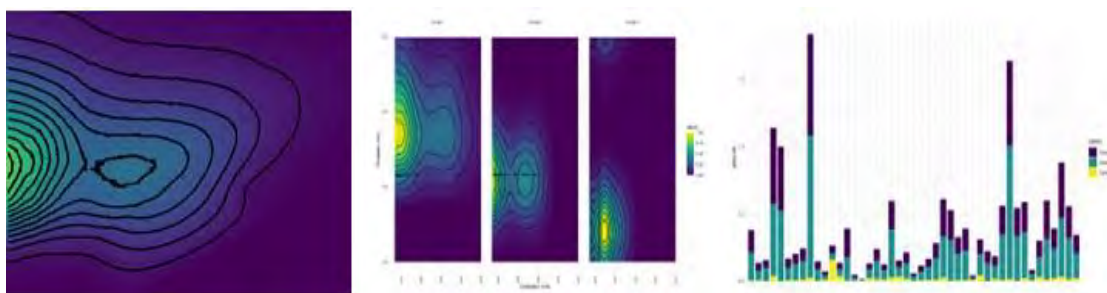


Figura 1. Ejemplo de matriz de fluorescencia cruda (izquierda); componentes de fluorescencia del conjunto de datos (centro); contribución relativa de cada componente al total de fluorescencia (derecha).

Por otra parte, en la figura 1 (derecha) se observan las contribuciones independientes de cada componente. Puede apreciarse que la mayor proporción de MOD es alóctona, producto de la infiltración. En este sentido, C1 y C2 se correlacionan significativamente con las concentraciones de bicarbonatos y sulfatos, reforzando que los contenidos más altos se relacionan con las aguas más evolucionadas (C1: 0,46, $p=0,0014$; C2: 0,56; $p=0,0001$). En cambio, C3 es de origen microbiano y las fuentes en que se halló en las proporciones más altas, se corresponden con suelos de mallines (molisoles). Los suelos con características de humedales (mallines) son escasos y asociados a manantiales puntuales de caudales moderados. Donde estos se desarrollan, la MOD adquiere características similares a las de suelos evolucionados, mientras que, en suelos degradados, la señal predominante es la microbiana.

Palabras clave: Materia orgánica disuelta, PARAFAC, Fluorescencia, Agua subterránea.

Eje temático 8

BIOGEOQUÍMICA



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



DINÁMICA DE HIDROCARBUROS EN UNA MARISMA PATAGÓNICA Y POTENCIAL FITORREMEDIADOR DE *SPARTINA DENSIFLORA*.

HYDROCARBON DYNAMICS IN A PATAGONIAN SALT MARSH AND PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF *SPARTINA DENSIFLORA*

Pollicelli, María de la Paz ¹; Márquez, Federico ^{2,3}; Arias, Andrés H. ⁴; Idaszkin, Yanina L. ^{1,2}

¹Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (IPEEC-CONICET),

²Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, ³ Instituto de Biología de Organismos Marinos (IBIOMAR-CONICET). Área de Oceanografía Química, ⁴ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET)

mariapazpollicelli@gmail.com

Resumen

El objetivo de este estudio consistió en evaluar la dinámica de hidrocarburos en la marisma de Rawson (Chubut, Argentina), analizando la capacidad de *Spartina densiflora* para acumular y modificar la distribución de hidrocarburos alifáticos y aromáticos policíclicos (PAHs) en la matriz sedimento-planta. Para esto se colectaron muestras de *S. densiflora*, rizo-sedimento y sedimento sin vegetación. Se determinaron las concentraciones de hidrocarburos (HC) totales (HT), alifáticos y PAHs, mediante técnicas cromatográficas. Además, se calcularon factores de bioconcentración, bioacumulación y translocación. Se observó una distribución homogénea de HC en los sedimentos, tanto de HC alifáticos como PAHs. Sin embargo, *S. densiflora* demostró acumular activamente en la biomasa aérea tanto HC alifáticos como PAHs. Estos resultados sugieren que *S. densiflora* desempeña un rol activo en la dinámica de hidrocarburos y posee un elevado potencial para su uso en fitorremediación de marismas contaminadas por estos compuestos.

Palabras clave: marisma, hidrocarburos, *Spartina densiflora*, fitorremediación.

Introducción

Las marismas son ecosistemas costeros altamente productivos que proveen múltiples servicios ecosistémicos, como la protección costera y el secuestro de carbono, entre otros (Huxham et al. 2018, Giuliani y Bellucci 2019, zu Ermgassen et al. 2021). Además, su ubicación estratégica entre ambientes terrestres y marinos las convierte en importantes sumideros y filtros naturales de contaminantes, especialmente en regiones aledañas a zonas urbanas, portuarias o industriales (Alam et al. 2021, Gilby et al. 2021, Roe et al. 2022). Entre los contaminantes de origen antrópico más relevantes en estos ambientes se encuentran los hidrocarburos derivados del petróleo, tanto alifáticos como aromáticos



policíclicos (PAHs). Estos últimos presentan elevada persistencia, toxicidad y capacidad de bioacumulación, siendo considerados compuestos mutagénicos, teratogénicos y carcinogénicos (Dhara y Dutta 2025).

Una vez que los contaminantes ingresan en las marismas pueden ser inmovilizados en el sedimento (Botté et al. 2010) o absorbidos y acumulados en la vegetación (Caçador et al. 2009, Roe et al. 2022). En este sentido las plantas con capacidad para tolerar, acumular, transformar o inmovilizar contaminantes pueden utilizarse en procesos de fitorremediación (fitoextracción, fitoestabilización). Además, los contaminantes orgánicos pueden ser degradados por la acción conjunta comunidades de microorganismos rizosféricos (rizodegradación), convirtiéndolos en compuestos menos tóxicos o inocuos, o ser absorbidos por la planta y metabolizados (fitotransformación o fitodegradación) y luego acumulados o volatilizados (Dhara y Dutta 2024). *Spartina densiflora*, es una especie halófila nativa de Sudamérica que habita ambientes costeros del Océano Atlántico y Pacífico (Bortolus 2006). Diversas investigaciones demostraron la capacidad de esta especie para tolerar y acumular altos niveles de PAHs, oligoelementos esenciales y no esenciales, e influir significativamente en las concentraciones de estas sustancias en los sedimentos estuarinos, especialmente en condiciones de contaminación moderada, mediante procesos de inmovilización o transformación rizosférica (Redondo-Gómez 2011, Idaszkin et al. 2017, Mesa-Marín et al. 2019, Menone et al. 2022).

Aunque la Patagonia Argentina es frecuentemente considerada una región prístina, diversas actividades antrópicas, como la extracción y el transporte de petróleo, así como la pesca comercial, constituyen fuentes significativas de presión ambiental. En particular en la zona portuaria de Rawson se registró la presencia de HC de origen antrópico, incluyendo PAHs, tributilestaño y compuestos organoclorados (Commendatore y Esteves 2007, Bigatti et al. 2009). En este contexto, resulta prioritario identificar especies nativas con capacidad para tolerar, acumular y/o remediar dichos contaminantes, contribuyendo con información clave para el diseño de estrategias de restauración ecológica adaptadas a marismas patagónicas. En línea con esta necesidad, este trabajo propone (I) Cuantificar y comparar la concentración de hidrocarburos totales, alifáticos y aromáticos en *S. densiflora*, con la concentración del rizo-sedimento y el sedimento sin vegetación de la marisma de Rawson; y (II) Cuantificar y comparar la concentración de hidrocarburos totales, alifáticos y aromáticos en la biomasa aérea y radicular de *S. densiflora* con el



sedimento asociado a la raíz.

Materiales y Métodos

Se recolectaron durante la bajamar cinco plantas de *S. densiflora* (SP) junto con sedimento asociado a la raíz o rizo-sedimento (SASP) (10 cm de diámetro y 20 cm de profundidad) y cinco muestras de igual tamaño de sedimento sin vegetación (SSV) en la zona cercana al puerto en la marisma de Rawson (Chubut, Argentina). Esta marisma estuarial se ve influenciada por aporte de agua dulce proveniente de la desembocadura del Río Chubut y por acción de las mareas. La elección de la profundidad de las muestras se basó en la intención de contener el área de mayor desarrollo radical. Las muestras fueron transportadas en macetas de aluminio individuales a 4 °C hasta el laboratorio, donde se separó la biomasa aérea de la radical, y del rizo-sedimento. Las muestras fueron procesadas y se determinaron las concentraciones de hidrocarburos (HC) totales (HT), diferenciando las fracciones de HC alifáticos y PAHs, tanto en sedimento y rizo-sedimentos como en tejidos vegetales. Las determinaciones se realizaron en el laboratorio LACQOC (CCT-CENPAT) siguiendo protocolos estandarizados de la IAEA para HC alifáticos y normas EPA (EE.UU.) para PAHs. Las muestras fueron analizadas mediante cromatografía de gases de alta resolución acoplada a detector de ionización de llama (HRGC/FID, Konik 3000) para alifáticos, y cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS, HP5972) para PAHs. El límite de cuantificación (LOQ) en sedimento fue 0,04 ($\mu\text{g g}^{-1}$) para PAHs y 0,01 ($\mu\text{g g}^{-1}$) para alifáticos, mientras que el LOQ en la vegetación fue de 0,25 ($\mu\text{g g}^{-1}$) para PAHs y 0,1 ($\mu\text{g g}^{-1}$) para alifáticos. Para evaluar el comportamiento de *S. densiflora* frente a los hidrocarburos, se calcularon los índices de fitorremediación: factor de bioconcentración ($\text{FBC} = [\text{cc en raíz}] / [\text{cc en sedimento}]$), factor de bioacumulación ($\text{FBA} = [\text{cc en biomasa aérea}] / [\text{cc en sedimento}]$) y factor de translocación ($\text{FT} = [\text{cc en biomasa aérea}] / [\text{cc en raíz}]$). Estos índices permiten inferir la capacidad de la especie para retener o movilizar contaminantes dentro de sus tejidos, y su potencial uso en estrategias de fitoestabilización o fitoextracción. Los datos fueron analizados mediante el Análisis de la Varianza usando el modelado *Generalized Least Squares* (GLS) mediante la función *gls* del paquete *nlme* (Pinheiro y Bates 2006). Los supuestos fueron verificados sobre los residuos del modelo, tanto gráfica como estadísticamente, utilizando la prueba de Shapiro–Wilk y Levene. Cuando el ANOVA fue significativo ($P < 0,05$), se realizaron comparaciones múltiples mediante la prueba de Tukey (Zar 1999).



Resultados

La concentración de HT no varió significativamente ($P > 0,05$) entre el SSV ($28,81 \pm 5,71$) y SASP ($39,22 \pm 4,62$). Comparando entre fracciones, se observó que las concentraciones de HC alifáticos (SSV= $28,37 \pm 5,74$; SASP= $38,84 \pm 4,61$) fueron más altas ($P < 0,05$) que de los PAHs (SSV= $0,36 \pm 0,04$; SASP= $0,37 \pm 0,02$) en ambos tipos de sedimento, pero no se registraron diferencias significativas ($P > 0,05$) entre los sedimentos con y sin vegetación en la concentración de HC alifáticos y PAHs. Por otro lado, la concentración de HT fue mayor ($P < 0,05$) en *S. densiflora* que en ambos tipos de sedimentos (Fig. 1A). El mismo patrón se observó al analizar las fracciones por separado, es decir, los HC alifáticos y PAHs presentaron concentraciones más altas en *S. densiflora* en relación a ambos tipos de sedimento (Fig. 1B). La concentración de HT fue mayor ($P < 0,05$) en la biomasa aérea de *S. densiflora* que en la raíz y en el rizo-sedimento (Fig. 2A). El mismo patrón se observó al analizar las concentraciones de HC alifáticos y PAHs (Fig. 2B).

La concentración de HC alifáticos fue significativamente mayor en los tejidos aéreos ($870,4 \pm 120 \mu\text{g g}^{-1}$ PS) que en la raíz ($176,6 \pm 75,1 \mu\text{g g}^{-1}$ PS), indicando una marcada translocación hacia la biomasa aérea lo cual se reflejó en el $\text{FT} > 1$ ($\text{FT} = 14,4 \pm 7,5$) (Tabla 1). Además, el valor elevado de FBA ($24,5 \pm 5,6$) sugiere una fuerte capacidad de acumulación en los tejidos aéreos de la planta respecto a la acumulación en la raíz ($\text{FBC} = 5,9 \pm 3$). De igual manera, la concentración de PAHs, fue significativamente mayor en la biomasa aérea ($3,8 \pm 0,4 \mu\text{g g}^{-1}$ PS) que en la raíz ($2 \pm 0,02 \mu\text{g g}^{-1}$ PS), indicando translocación ($\text{FT} = 2 \pm 0,3$) y acumulación en la biomasa aérea ($\text{FBA} = 10,4 \pm 1,5$); y menor acumulación en la raíz ($\text{FBC} = 5,3 \pm 0,6$) (Tabla 1). Por otro lado, el FT reveló que los HC alifáticos fueron translocados de manera más eficiente hacia la biomasa aérea. En términos relativos, el FT de los alifáticos fue aproximadamente un 605% mayor que el de los PAHs, lo que sugiere que estos compuestos presentan mayor movilidad interna en la planta.

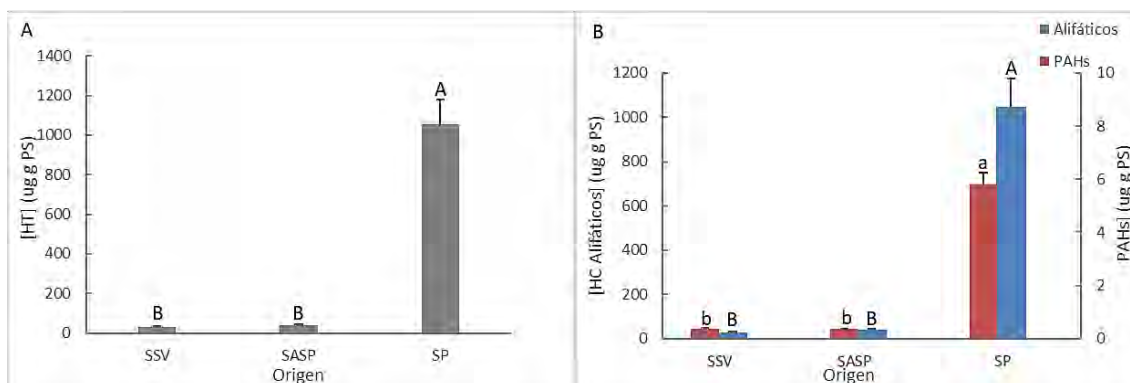


Figura 1: Concentración de A) HT, y B) HC alifáticos y PAHs en sedimento desprovisto de vegetación (SSV), sedimento asociado a *S. densiflora* (SASP) y *S. densiflora* (SP). Las letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas entre las muestras según origen.

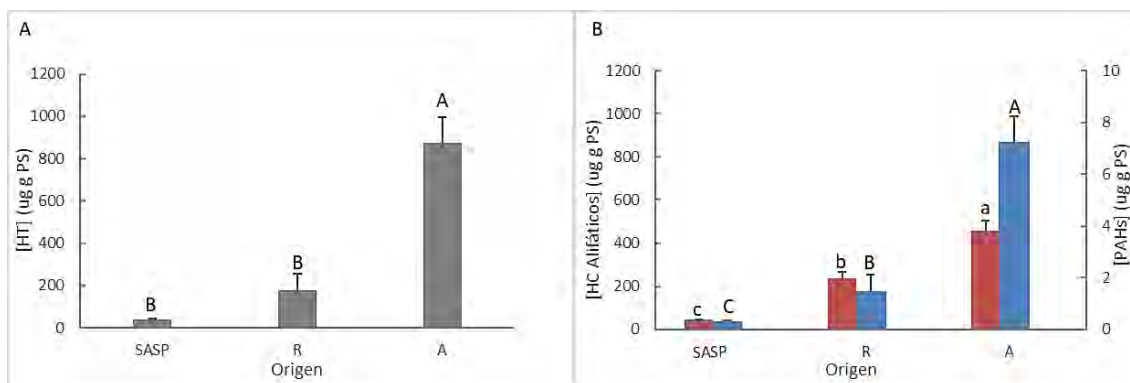


Figura 2: Concentración de (A) HT, y (B) HC alifáticos y PAHs en sedimento asociado a *S. densiflora* (SASP), y biomasa de raíz (R) y aérea (A) de *S. densiflora*. Las letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas entre las muestras según origen.

Tabla 1: Concentración ($\bar{x} \pm EE$) de hidrocarburos alifáticos y PAHs en la biomasa de raíz y aérea de *S. densiflora*, y factor de bioconcentración (FBC), factor de bioacumulación (FBA) y factor de translocación (FT).

Hidrocarburos	[Raíz] ($\mu\text{g g}^{-1}$ PS)	[Aéreo] ($\mu\text{g g}^{-1}$ PS)	FBC	FBA	FT
Alifáticos	176,6 $\pm$ 75,1 B	870,4 $\pm$ 120 A	5,9 $\pm$ 3	24,5 $\pm$ 5,6	14,1 $\pm$ 7,5
PAHs	2 $\pm$ 0,02b	3,8 $\pm$ 0,4 a	5,3 $\pm$ 0,6	10,4 $\pm$ 1,5	2 $\pm$ 0,3

Conclusión

Los resultados obtenidos evidencian que la presencia de *S. densiflora* no modifica significativamente la carga total ni la proporción relativa de hidrocarburos alifáticos y PAHs en el sedimento, lo que sugiere, en una primera aproximación, una distribución relativamente uniforme de estos contaminantes en los sedimentos de la marisma. No obstante, las concentraciones de HC en los tejidos de *S. densiflora* en comparación a la



de los niveles en sedimentos, sugieren una absorción activa y una notable capacidad de esta especie para movilizar ambos tipos de compuestos hacia sus órganos. *S. densiflora* acumuló HC, tanto alifáticos como aromáticos, en mayores concentraciones en la biomasa aérea respecto a las raíces y al sedimento, evidenciando no solo su tolerancia a estos contaminantes, sino también una eficiente translocación interna, particularmente para los HC alifáticos. En conjunto, estos resultados posicionan a *S. densiflora* como una especie nativa con elevado potencial para su aplicación en estrategias de fitorremediación de marismas contaminadas por HC.

Referencias bibliográficas

- Alam M.R., Islam R., Tran T.K.A., Le Van D., Rahman M.M., Griffin A.S., MacFarlane G.R. (2021). Global patterns of accumulation and partitioning of metals in halophytic saltmarsh taxa: A phylogenetic comparative approach. *J Hazard Mater* 414:125515.
- Bigatti G., Primost M.A., Cledón M., Averbuj A., Theobald N., Gerwinski W, Arntz W, Morriconi E, Penschaszadeh PE. (2009). Biomonitoring of TBT contamination and imposex incidence along 4700 km of Argentinean shoreline (SW Atlantic: from 38S to 54S). *Mar Pollut Bull* 58:695–701.
- Bortolus A. (2006). The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong. its taxonomy, biogeography and natural history. *J. Biogeogr.*
- Botté S., Freije R., Marcovecchio J. (2010). Distribution of several heavy metals in tidal flats sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Water Air Soil Pollut* 210:371–388.
- Caçador I., Caetano M., Duarte B., Vale C. (2009). Stock and losses of trace metals from salt marsh plants. *Mar Environ Res* 67:75–82.
- Commendatore M.G., Esteves J.L. (2007). An assessment of oil pollution in the coastal zone of Patagonia, Argentina. *Environ Manag* 40:814–821.
- Dhara A., Dutta R. (2024). Risk assessment and source apportionment for PAHs in wetland sediment and biomonitoring by *Alternanthera ficoidea* (L.) plant. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4569715/v1>
- Dhara A., Dutta R. (2025). A review on sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wetland ecosystem: focusing on plant-biomonitoring and phytoremediation. *Environ Sci Pollut Res* 1-23.



Gilby B.L., Weinstein M.P., Baker R., Cebrian J., Alford S.B., Chelsky A., Ziegler S.L. (2021). Human actions alter tidal marsh seascapes and the provision of ecosystem services. *Estuar Coasts* 44:1628–1636.

Giuliani S., Bellucci L.G. (2019). Salt marshes: their role in our society and threats posed to their existence. In: Sheppard C, editor. *World Seas: An Environmental Evaluation*. 2nd ed. Academic Press. p. 79–101.

Huxham M., Whitlock D., Githaiga M., Dencer-Brown A. (2018). Carbon in the coastal seascape: how interactions between mangrove forests, seagrass meadows and tidal marshes influence carbon storage. *Curr For Rep* 4:101–110.

Idaszkin Y.L., Lancelotti J.L., Pollicelli M.P., Marcovecchio J.E., Bouza P.J. (2017). Comparison of phytoremediation potential capacity of *Spartina densiflora* and *Sarcocornia perennis* for metal polluted soils. *Mar Pollut Bull* 114:69–77.

Menone M.L., Díaz-Jaramillo M., Mitton F., Garanzini D.S., Costa P.G., Lupi L., Barra R.O.(2022). Distribution of PAHs and trace elements in *Spartina densiflora* and associated sediments from low to highly contaminated South American estuarine saltmarshes. *Sci Total Environ* 842:156783.

Mesa-Marín J., Barcia-Piedras J.M., Mateos-Naranjo E., Cox L., Real M., Perez-Romero J.A., Redondo-Gómez S. (2019). Soil phenanthrene phytoremediation capacity in bacteria-assisted *Spartina densiflora*. *Ecotoxicol Environ Saf* 182:109382.

Pinheiro J.C., Bates D.M. (2006). Mixed-effects models in S and S-PLUS. *Springer, New York*.

Redondo-Gómez S., Andrades-Moreno L., Parra R., Valera-Burgos J., Real M., Mateos-Naranjo E., Cox L., Cornejo J. (2011). *Spartina densiflora* demonstrates high tolerance to phenanthrene in soil and reduces its concentration. *Mar Pollut Bull* 62:1800–1808.

Roe R.A., MacFarlane G.R. (2022). The potential of saltmarsh halophytes for phytoremediation of metals and persistent organic pollutants: An Australian perspective. *Mar Pollut Bull* 180:113811.

Zar J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. *Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA*.

zu Ermgassen P.S, Baker R., Beck M.W., Dodds K., zu Ermgassen S.O, Mallick D., Turner R.E. (2021). Ecosystem services: Delivering decision-making for salt marshes. *Estuar Coasts* 44:1691–1698.



EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO EN UN SISTEMA LACUSTRE PAMPEANO CON INFLUENCIA ANTRÓPICA

ASSESSMENT OF THE TROPHIC STATE IN A PAMPEAN LAKE SYSTEM WITH ANTHROPOGENIC INFLUENCE

Martin, M. Eugenia¹; Mengo, Luciana¹; Halac, Silvana R.¹; Campodonico, Verena A.¹;
Lecomte, Karina L.¹; Pasquini, Andrea I.¹.

¹Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
(FCEPyN). Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CICTERRA), UNC y Consejo
Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Córdoba.

m5.eugenia.martin@gmail.com

Resumen

La eutrofización constituye uno de los principales problemas ambientales que afectan a los ecosistemas lacustres a nivel global, influenciada por factores naturales y antrópicos. En este estudio se evaluó estacionalmente el estado trófico de tres lagunas Pampeanas de Córdoba mediante determinaciones de transparencia, clorofila a y fósforo total, e identificación de grupos de fitoplancton indicadores de eutrofización. Las lagunas La Chanchera y La Brava reciben flujos superficiales por canalizaciones artificiales, mientras que Médano de Castro no presenta ingresos superficiales. Los resultados revelaron que las tres lagunas muestran condiciones hipereutróficas durante todo el año, con presencia de cianobacterias y fitoplancton propio de ambientes eutróficos. Médano de Castro registró las mayores concentraciones de pigmentos y fósforo total. El monitoreo del estado trófico de cuerpos de agua es relevante dada la implicancia de la eutrofización sobre la salud humana y el equilibrio ecosistémico.

Palabras clave: *Lagunas pampeanas, Eutrofización, Fósforo, Fitoplancton.*

Introducción

En la actualidad, la presión antrópica sobre el clima y el uso agropecuario del suelo alteran el balance hídrico natural e impactan en la calidad del agua de los sistemas hídricos. La eutrofización constituye uno de los principales problemas ambientales que afectan a los ecosistemas lacustres a nivel global. Este proceso, por el cual un cuerpo de agua se enriquece en nutrientes (como P y N) aceleradamente, incrementa la biomasa fitoplanctónica. Como consecuencia, disminuye el oxígeno disuelto por incremento de la descomposición de materia orgánica, se alteran las comunidades bióticas, y se produce eventualmente mortandad masiva de peces y floraciones algales nocivas. Por lo tanto, la salud de la población y la conservación de la biodiversidad pueden verse severamente



afectadas. Para un manejo sostenible de los sistemas lacustres, resulta importante el monitoreo de su estado trófico a lo largo del tiempo. En este trabajo se estudian las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro ubicadas en la Llanura Pampeana del sur de Córdoba, dentro de la cuenca del río Carcarañá, sub-cuenca del canal Devoto (Fig. 1). Es una región caracterizada por un gran número de lagunas someras, polimícticas, donde las de mayor extensión se desarrollan en una depresión topográfica (sistema La Chanchera-La Brava), con un drenaje superficial conformado enteramente por una red de canales artificiales. El principal es el canal Devoto que ingresa desde el sudoeste, conectando las lagunas de mayor extensión en dirección SO-NE, mientras que la descarga de agua del sistema ocurre a través del canal La Brava hacia el noreste (Fig. 1). En La Chanchera y La Brava se realizan actividades recreativas como la pesca. Los suelos de la zona son salinos e inundables, por lo que principalmente se destinan a cría de ganado, con actividad agrícola subordinada. Los desechos del ganado (estiércol) y los fertilizantes aportan nutrientes al agua. Por su parte, la laguna Médano de Castro se ubica en una cubeta de deflación adyacente a dunas longitudinales SO-NE, y no posee flujos superficiales de entrada ni salida. Aquí también se desarrollan actividades agropecuarias. El clima de la región es mesotermal húmedo-subhúmedo. La precipitación media anual es de 882 mm, con una estación húmeda de octubre a abril (> 80 % de la precipitación anual) y una estación seca de mayo a septiembre, siendo enero el mes más cálido (23,5 °C) y julio el más frío (8,5 °C). La evapotranspiración excede a la precipitación, particularmente en verano, debido a una mayor radiación solar. Los objetivos planteados en este trabajo son: a) caracterizar estacionalmente el estado trófico de las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro, y b) analizar la presencia de grupos fitoplanctónicos indicadores del estado trófico.

Materiales y Métodos

Las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro (Fig. 1) fueron muestreadas en septiembre de 2021 (fin de la estación seca) y mayo de 2023 (fin de la estación húmeda). Se midieron *in situ* pH, sólidos totales disueltos, y transparencia del agua con disco de Secchi (Tabla 1). Se extrajeron muestras de agua para análisis de fósforo total, y de los pigmentos clorofila *a* y carotenoides (Tabla 1). En mayo de 2023 se tomaron muestras de agua de cada laguna para determinar el tipo de fitoplancton presente. La clorofila *a* y los carotenoides se determinaron mediante la metodología SM 10200 H (APHA, 2017). El cálculo de clorofila *a* se realizó con corrección de feofitina *a* (Lorenzen, 1967). En campo



se filtraron las muestras con filtros de fibra de vidrio 1 μm de tamaño de poro, los cuales se preservaron congelados en papel aluminio. A luz tenue, se molieron en acetona 90 % y se conservaron los extractos por 24 h a 4°C. Posteriormente se centrifugaron y se midieron las absorbancias a 480, 664, 665 y 750 nm con un espectrofotómetro UVVisible T60 (PG Instruments). Se les adicionó ácido clorhídrico 0,1 N y se midieron nuevamente a 665 y 750 nm. La concentración de cada muestra se determinó con las Ecuaciones 1 y 2:

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g/L}) = (26,7 * (([\lambda 664_b] - [\lambda 750_b]) - ([\lambda 665_a] - [\lambda 750_a])) * V_1) / (V_2 * D) \quad (1)$$

$$\text{Feofitina } a \text{ } (\mu\text{g/L}) = (26,7 * ((1,7 * ([\lambda 665_a] - [\lambda 750_a])) - ([\lambda 664_b] - [\lambda 750_b])) * V_1) / (V_2 * D) \quad (2)$$

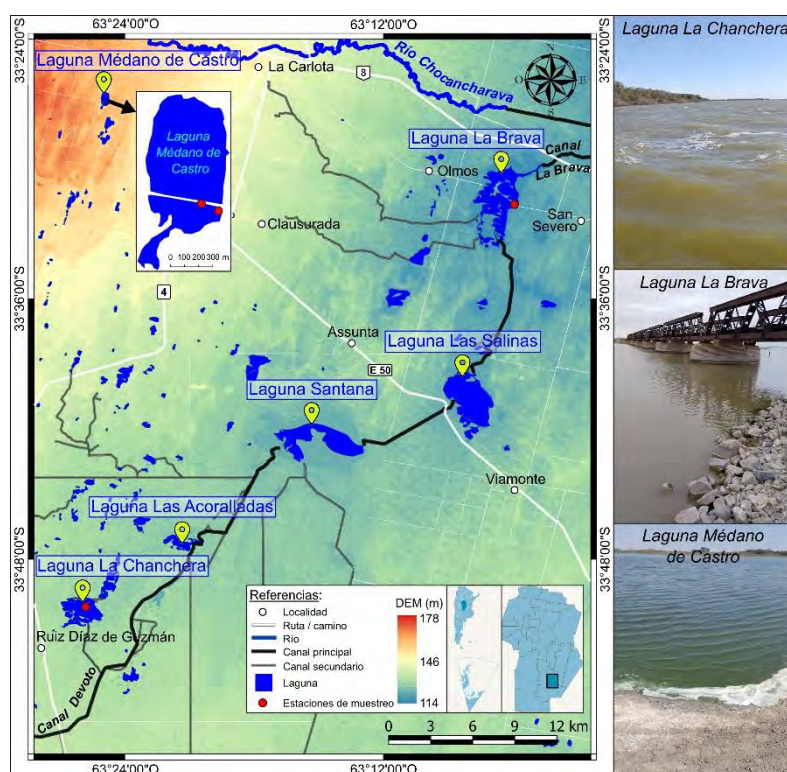


Figura 3. Ubicación de las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro.

Entre corchetes se representan los valores de absorbancia, los sufijos a y b son las absorbancias previa y posterior a la acidificación respectivamente, V1 es el volumen del extracto en mL, V2 es el volumen filtrado en L, y D es la longitud de la cubeta (1 cm). La concentración de carotenoides (C) se determinó asumiendo en las lagunas una predominancia de algas verdes (clorófitas) y cianobacterias (cianófitas), mediante la siguiente ecuación (Ec. 3; Strickland y Parsons, 1972):

$$C \text{ } (\mu\text{g/L}) = ((4 * [\lambda 480]) * V_1) / V_2 \quad (3)$$



La concentración de P total en las muestras se determinó con la metodología del ácido ascórbico SM 4500-P E (APHA, 2017). Cada muestra se analizó por duplicado, midiendo a 880 nm. El estado trófico de las lagunas se determinó mediante el Índice Trófico de Carlson (ITC; Carlson, 1977). Se calcularon tres índices a partir de los valores de profundidad del disco de Secchi (DS; Ec. 4), concentración de clorofila *a* (Ec. 5) y concentración de P total de las aguas (Ec. 6):

$$\text{ITC (Disco de Secchi)} = 60 - (14,41 \ln(\text{DS})) \quad (4)$$

$$\text{ITC (Clorofila } a) = (9,81 \ln(\text{Clorofila } a)) + 30,6 \quad (5)$$

$$\text{ITC (Fósforo total)} = (14,42 \ln(\text{P})) + 4,15 \quad (6)$$

Sobre la base del ITC, el estado trófico de una laguna puede clasificarse como oligotrófico (valores de 0 a 40), mesotrófico (> 40 a 50), eutrófico (> 50 a 70) e hipereutrófico (> 70). Finalmente, para la identificación de fitoplancton, se tomaron muestras de 50 mL, se les agregó 3 mL de solución lugol 5%, y se concentraron por decantación, conservando los 10 mL inferiores para su observación al microscopio.

Resultados

Las tres lagunas analizadas son alcalinas, y presentan una salinidad variable, clasificándose como salobres o salinas (Tabla 1). En la laguna Médano de Castro, el aumento de la salinidad en la estación húmeda está asociado a una drástica disminución de su extensión areal (~70 %), mientras que las otras lagunas no registran un cambio estacional significativo en su extensión. Si bien las precipitaciones estivales generan un efecto de dilución en las aguas de las lagunas, la laguna Médano de Castro, debido a su menor extensión, se ve más afectada por los procesos de evaporación durante el verano.

En general, los valores de ITC de los tres parámetros analizados son similares en las tres lagunas estudiadas y en ambas estaciones (Tabla 1). Sin embargo, la laguna Médano de Castro registró la mayor concentración de pigmentos (clorofila *a* y carotenoides) y de P total, aumentando este último exponencialmente (más de siete veces) durante la estación húmeda (Tabla 1). En las lagunas La Chanchera y La Brava la concentración de pigmentos aumentó durante la estación húmeda, mientras que el P sólo registró un aumento en la laguna La Chanchera. Para clasificar el estado trófico se utilizó el índice de P total (Tabla 1), representativo de la carga de nutrientes de las lagunas. Las tres lagunas presentan un estado hipereutrófico al momento del muestreo, es decir, una alta productividad biológica, asociada probablemente a la biomasa fitoplanctónica, con



excepción de la laguna La Brava durante la estación húmeda que presenta un estado eutrófico. Rodríguez et al. (2000) evaluaron el estado trófico de las lagunas Las Salinas y La Brava (Fig. 1) durante las cuatro estaciones de 1994 y 1995, clasificándolas como eutróficas. Si bien los valores de transparencia de la laguna La Brava determinados aquí son similares a los medidos por Rodríguez et al. (2000) para la década del 90, las concentraciones de clorofila *a* duplican las reportadas por estos autores. Esto podría indicar que la influencia antrópica en el área de estudio se ha intensificado durante las últimas dos décadas, aumentando el aporte de nutrientes y por consiguiente de la biomasa algal de las lagunas. Debido a que las tres lagunas presentan condiciones de drenaje superficial diferentes, se puede inferir que el aporte de agua subterránea a las mismas tiene también una gran influencia en el aporte de nutrientes.

Tabla 1. Características de las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro en ambas campañas de muestreo. ITC = índice trófico de Carlson; STD = sólidos totales disueltos; nd = no determinado.

Laguna	La Chanchera		La Brava		Médano de Castro	
Fecha	Septiembre 2021	Mayo 2023	Septiembre 2021	Mayo 2023	Septiembre 2021	Mayo 2023
Área (km ²)	4,43	4,63	9,82	9,09	0,55	0,17
pH	9,5	9,3	9,7	9,8	10,7**	10,5
STD (g/L)	13,10	7,36	3,50	1,69	7,35**	12,27
Carotenoides (µg/L)	9,17	41,83	27,31*	230,11	679,1**	362,15
Transparencia (Disco de Secchi) (m)	0,45	0,2	0,17	0,13	0,05	nd
Clorofila <i>a</i> + Feofitina <i>a</i> (µg/L)	39,6	105,8	87,9*	172,5	2315,9**	1854
Fósforo total (P) (µg/L)	117,4 ± 3,0	141,8 ± 13,8	134,8 ± 11,9	89,4 ± 16,8	1948,7 ± 59,3	14806,7 ± 345,7
ITC (Disco de Secchi)	72	83	86	89	103	-
ITC (Clorofila <i>a</i>)	67	76	75	81	106**	104
ITC (P)	73	76	75	69	113	143
Estado trófico (ITC P)	Hipereutrófica	Hipereutrófica	Hipereutrófica	Eutrófica	Hipereutrófica	Hipereutrófica

*Valores promedio entre réplicas de una misma muestra. **Valores promedio de dos muestras.

Para complementar la información brindada por el ITC, se analizó la presencia de grupos de fitoplancton indicadores de eutrofización en lagunas. En todas ellas se observaron organismos del taxón *Euglena sp.* y la presencia de diferentes géneros de cianobacterias. Específicamente en La Chanchera, se identificó la cianobacteria *Oscillatoria sp.*, mientras que en La Brava se observaron clorófitas como *Scenedesmus sp.* y *Pediastrum sp.*, así



como las diatomeas *Nitzschia sp.*, *Fragilaria sp.* y *Melosira sp.* En Médano de Castro también se reconocieron especímenes de *Scenedesmus sp.*, junto con abundante cantidad de materia orgánica degradada. Todos los taxones mencionados son indicadores de lagunas someras enriquecidas en nutrientes (Reynolds, 2006).

Las lagunas someras pampeanas son comúnmente eutróficas a hipereutróficas y pueden presentar floraciones superficiales de cianobacterias, potencialmente tóxicas. De las diversas regiones geográficas del país, las lagunas de la Llanura Pampeana presentan las mayores concentraciones de clorofila *a* y P total, siendo la concentración media de clorofila *a* de 64,1 µg/L (mínima 1,6 y máxima 405 µg/L) y la de P total de 256 µg/L (mínima 23 y máxima 1288 µg/L) (Quirós, 2000). Las lagunas La Chanchera y La Brava contienen concentraciones de clorofila *a* y P total coincidentes con el resto de lagunas Pampeanas, mientras que Médano de Castro contiene valores incluso mayores a los máximos usuales para esta región, lo que podría relacionarse con la ausencia de flujos superficiales. Las altas concentraciones de biomasa algal aumentan la turbidez del agua, y provocan la disminución del oxígeno disuelto cuando se produce su descomposición, lo que puede ocasionar la pérdida de biodiversidad (mortalidad de peces y otros organismos acuáticos). Además, aumentan los costos de potabilización del agua y los riesgos para la salud humana, por ejemplo, irritación en la piel, problemas gastrointestinales, entre otros.

Conclusiones

Las lagunas La Chanchera, La Brava y Médano de Castro son alcalinas, salobres a salinas, con un estado general de hipereutrofia a lo largo de todo el año. Este estado trófico, tanto en las lagunas conectadas por canalizaciones artificiales como en aquella sin conexión superficial, refleja la importancia de los flujos de agua subterránea en el aporte de nutrientes a los cuerpos lacustres. El análisis de fitoplancton arroja que en las tres lagunas se encuentran grupos indicadores de eutrofización. Debido al cambio del uso de suelo que ha atravesado la región en las últimas décadas, esta información resulta útil para promover monitoreos periódicos de calidad del agua, y efectuar un manejo sostenible de la cuenca, dado que en estas lagunas se desarrollan actividades recreativas que podrían verse afectadas por el deterioro de la calidad del agua. Para evitar el ingreso excesivo de nutrientes a los cuerpos de agua, se recomienda restringir el uso de fertilizantes en campos cercanos, y el pastoreo en sus márgenes.

Referencias bibliográficas



American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361-369.

Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*. 12, 343-346.

Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. En: Fernández, A. (Ed.). *El agua en Iberoamérica: acuíferos, lagos y embalses*. (pp. 147) Cooperación Iberoamericana. Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Subprograma XVII.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Rodríguez, C., Mancini, M., Prósperi, C., et al. (2000). Hidrobiología del Sistema Lagunar La Salada - La Brava (Córdoba, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 1(31), 1-9.

Strickland, J. D. H. & Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Boletín 167 (2da ed). Fisheries Research Board of Canada.



RESPUESTAS COMPARADAS AL ESTRÉS POR PB Y ZN EN *LIMONIUM BRASILIENSE* Y *ATRIPLEX VULGATISSIMA*: IMPLICANCIAS PARA LA FITORREMEDIACIÓN

COMPARATIVE RESPONSES TO PB AND ZN STRESS IN *LIMONIUM BRASILIENSE* AND *ATRIPLEX VULGATISSIMA*: IMPLICATIONS FOR PHYTOREMEDIATION

Pollicelli, María de la Paz ¹; Idaszkin, Yanina L. ^{1,2}; Márquez, Federico ^{2,3}

¹Instituto Patagónico para el Estudio de los Ecosistemas Continentales (CONICET),

²Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, ³Instituto de Biología de Organismos Marinos (CONICET). mariapazpollicelli@gmail.com

Resumen

Este estudio evaluó y comparó la acumulación de Pb y Zn en *Limonium brasiliense* y *Atriplex vulgatissima* frente a la exposición individual y combinada de estos metales, y determinó el estado de estrés mediante el índice biológico de respuesta integrada (IBRv2). Se expusieron plantas de cada especie a cuatro tratamientos (control, 100 μ M Pb, 200 μ M Zn, y 100 μ M Pb + 200 μ M Zn) en condiciones controladas. Finalizado el experimento se midieron biomarcadores fisiológicos y bioquímicos: fluorescencia de clorofila, pigmentos fotosintéticos, actividad de enzimas antioxidantes (SOD, APX, GPX, CAT) y malondialdehído. Además, se determinó la concentración de Pb y Zn en raíces y biomasa aérea, y se calcularon el factor de bioconcentración y de translocación. *L. brasiliense* mostró mayor estrés en el tratamiento combinado, con potencial para la fitoextracción de Zn y fitoestabilización de Pb. *A. vulgatissima* presentó mayor tolerancia y estabilidad, siendo una especie adecuada para la fitoestabilización de ambos metales.

Palabras clave: *Limonium brasiliense*, *Atriplex vulgatissima*, Plomo, Zinc, Fitorremediación, Biomarcadores.

Introducción

El plomo (Pb) y el zinc (Zn) son dos de los metales más frecuentes y abundantes en las marismas a nivel global debido al aporte de desechos derivados de diversas actividades antrópicas (Roe et al., 2021; Li et al., 2022). En particular, estudios realizados en marismas de la Patagonia revelaron presencia de estos metales, reportando en algunos casos concentraciones de riesgo en los suelos y bioacumulación en la biota, incluidas las plantas (Idaszkin et al., 2017; 2020; Pollicelli et al., 2018). Dependiendo del tipo de interacción metal-planta, algunas especies vegetales pueden utilizarse en prácticas de



fitorremediación. Específicamente, en la fitoestabilización, la planta inmoviliza los metales en sus tejidos subterráneos o bien inducen su precipitación en la zona de la rizosfera, reduciendo su movilidad y biodisponibilidad en el ambiente; mientras que, en la fitoextracción, las plantas absorben los metales, los translocan y concentran en sus tejidos aéreos (Mocek-Plócinia et al., 2023).

En este contexto, resulta fundamental considerar los efectos diferenciales que ejercen estos metales sobre las plantas. El Pb no tiene función biológica conocida para las plantas, por lo que resulta altamente tóxico incluso a bajas concentraciones. Altera diversas funciones fisiológicas y bioquímicas, afectando negativamente la actividad del fotosistema II, la biosíntesis de clorofila, la respuesta antioxidante y en última instancia el crecimiento y desarrollo (Kumar et al., 2012; Zulfiqar et al., 2019). En contraposición, el Zn es un micronutriente esencial que forma parte de numerosas enzimas y proteínas, desempeñando un rol clave en procesos como la fotosíntesis, el metabolismo de carbohidratos, proteínas y fosfatos, y la síntesis de ácidos nucleicos (Balafrej et al., 2020). Sin embargo, en concentraciones elevadas puede resultar tóxico, alterando procesos vitales y manifestándose signos como clorosis y reducción del crecimiento y desarrollo (Kaur y Garg, 2021).

Asimismo, cuando las plantas se encuentran expuestas simultáneamente a más de un metal, las interacciones entre ellos, antagónicas o sinérgicas, pueden influir significativamente en su capacidad de absorción y acumulación (Ucuncu et al., 2014; Musielińska et al., 2016). Además, las respuestas fisiológicas, morfológicas y bioquímicas inducidas por la exposición a múltiples metales suelen diferir de aquellas observadas frente a la exposición a un único metal (Ghori et al., 2019). Estas respuestas, conocidas como biomarcadores, son utilizadas como indicadores tempranos de contaminación (Lionetto et al., 2019). En plantas, los biomarcadores comúnmente empleados incluyen la morfología de estructuras vegetativas y reproductivas, parámetros de crecimiento, concentraciones de pigmentos fotosintéticos, actividad de enzimas antioxidantes y peroxidación lipídica (Idaszkin et al., 2019).

En las últimas décadas, se han desarrollado diversos índices que permiten integrar la información proporcionada por múltiples biomarcadores, con el objetivo de obtener una evaluación más comprensiva del estado fisiológico de los organismos. En particular, el Índice Biológico de Respuesta Integrada, versión 2 (IBRv2), ha sido ampliamente utilizado en estudios de campo y laboratorio, ya que permite una valoración global del



estrés inducido por contaminantes, ofreciendo una estimación de estrés en los organismos y, en consecuencia, de la salud de los ecosistemas (Sánchez et al., 2013).

Limonium brasiliense y *Atriplex vulgatissima* son dos arbustos nativos, que habitan comúnmente la zona alta de las marismas patagónicas. Investigaciones previas han destacado el potencial de ambas especies para el biomonitoreo y la fitorremediación de metales como Pb, Zn y Cu (Idaszkin et al., 2019, 2023; Gibilisco et al., 2022; Pollicelli et al., 2023, 2024). Sin embargo, dichos estudios se han centrado principalmente en los efectos de la exposición individual a estos metales, sin abordar la complejidad de los ambientes contaminados con múltiples metales. En este contexto, el presente trabajo tiene como objetivos: (I) evaluar y comparar el patrón de acumulación de Pb y Zn en *L. brasiliense* y *A. vulgatissima* frente a la exposición individual y combinada de estos metales; y (II) determinar el estado de estrés inducido en cada especie mediante el índice IBRv2, considerando exposición individual y simultánea a Pb y Zn.

Materiales y Métodos

Se colectaron semillas de *L. brasiliense* y *A. vulgatissima* en la marisma Riacho (42°25' S, 64°37' O), ubicada en la Reserva Natural Península Valdés (Chubut, Argentina). Las semillas se almacenaron en oscuridad a 4 °C hasta el momento de la germinación, la cual se realizó en cajas de Petri con papel de filtro y agua destilada. La germinación y los experimentos fueron realizados en una cámara de cultivo simulando fotoperiodo y temperaturas promedio de primavera del sitio de recolección, alternando 16 h de luz (LED, flujo de fotones: $35 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ en el rango 400–700 nm) a 25 °C y 8 h de oscuridad a 12 °C, con una humedad relativa de 50–60 % (Gul et al., 2013). Las plántulas se trasplantaron a macetas individuales con perlita como sustrato inerte (Idaszkin et al., 2019) y se irrigaron con solución Hoagland (Hoagland y Arnon, 1938) durante el crecimiento y la aclimatación. Se asignaron aleatoriamente 10 macetas por bandeja, a cada cual se le asignó uno de los cuatro tratamientos: Pb (100 μM Pb; 20.78 mg/L), Zn (200 μM Zn; 13.05 mg/L), Pb+Zn (100 μM Pb y 200 μM Zn) y un tratamiento control (únicamente solución de Hoagland). La elección de dichas concentraciones se basó en los niveles de metales biodisponibles en una marisma Patagónica (Pollicelli et al., 2018) y se ajustaron en base a estudios preliminares (Pollicelli et al., 2023; 2024). La exposición a los tratamientos se realizó mediante riego semanal con 1 L de solución por bandeja, utilizando solución Hoagland combinada con la cantidad apropiada de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y/o $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. Las soluciones se renovaron semanalmente para evitar pérdida de agua y



asegurar la concentración de exposición.

Al finalizar los experimentos se midió en las hojas ($n=5$ plantas de cada especie por tratamiento) la eficiencia del fotosistema II (Φ_{psII}) y la eficiencia máxima del fotosistema II (Q_y) mediante el uso de un fluorímetro portátil FluorPen FP100 (*Photon Systems Instruments*, Drasov, Republica de Czech). Luego, se cosecharon 0,7 g de hojas frescas ($n=5$ plantas de cada especie por tratamiento), que luego se fijaron en N_2 líquido y se almacenaron (a $-80^\circ C$) en bolsas separadas según la determinación específica posterior: 0,1 g para pigmentos, 0,3 g para la actividad enzimática y 0,3 g para el contenido de malondialdehído (MDA). Para la determinación de pigmentos fotosintéticos se realizó una extracción con acetona al 80 %, y se midió la absorbancia a 470, 647 y 663 nm. La cuantificación de clorofila a, clorofila b, y carotenoides se realizaron aplicando las fórmulas de Lichtenthaler (1987). La determinación de la actividad superóxido dismutasa (SOD) se realizó según Marklund y Marklund (1974), la ascorbato peroxidasa (APX) según Tiryakioğlu et al. (2006), la glutamato peroxidasa (GPx) según Bergmeyer et al. (1974), y la catalasa (CAT) según Teranishi et al. (1974). Para determinar el daño a membranas a membranas se determinó el contenido MDA por el método espectrofotométrico del ácido tiobarbitúrico (TBA; Heath y Parcker 1968). La concentración de Pb y Zn en la biomasa radical y aérea de ambas especies ($n=5$ plantas de cada especie por tratamiento) se determinó mediante Espectrometría Óptica de Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-OES Agilent 720). Para determinar la capacidad de estas especies para inmovilizar o acumular Pb y Zn, y evaluar su potencial uso en estrategias de fitoestabilización o fitoextracción se calculó el factor de bioconcentración ($FBC = [cc \text{ en raíz}] / [cc \text{ en solución}]$) y el factor de translocación ($FT = [cc \text{ en biomasa aérea}] / [cc \text{ en raíz}]$). Los datos fueron analizados mediante el Análisis de la Varianza de una vía con tratamiento como factor y los supuestos fueron verificados sobre los residuos del modelo utilizando la prueba de Shapiro–Wilk y Levene. Cuando el ANOVA fue significativo ($P < 0,05$) se realizaron comparaciones múltiples mediante la prueba de Tukey (Zar, 1999).

Resultados

L. brasiliense y *A. vulgatissima* mostraron el mismo patrón de acumulación de Pb y Zn, y las concentraciones de Pb y Zn en cada tratamiento individual no difirieron significativamente de su concentración en el tratamiento combinado (Pb+Zn) (Tabla 1). En ambas especies, la acumulación de Pb en la biomasa radical y aérea fue significativamente mayor en las plantas tratadas con Pb y Pb+Zn en comparación con las



plantas tratadas con Zn (Tabla 1). Del mismo modo, las concentraciones de Zn en la biomasa radical y aérea fueron significativamente mayores en las plantas tratadas con Zn y Pb+Zn que en las tratadas con Pb (Tabla 1). *L. brasiliense* acumuló Pb principalmente en las raíces, lo cual se reflejó en $FBC > 1$ y en el $FT < 1$, sugiriendo una translocación limitada a su biomasa aérea; mientras que el Zn se traslocó a su biomasa aérea ($FT > 1$) (Tabla 1). De igual modo, *A. vulgatissima* acumuló el Pb predominantemente en las raíces ($FBC > 1$ y el $FT < 1$), mientras que el Zn solo se translocó y acumuló en la biomasa aérea de las plantas tratadas solo con Zn ($FT > 1$).

Tabla 1. Concentración de Pb y Zn (media $\pm$ ES, n= 4 o 5) en la biomasa radical y aérea, factor de bioacumulación (FBC) y factor de translocación (FT) para *L. brasiliense* y *A. vulgatissima*, según los tratamientos (100 μ M Pb, 200 μ M Zn, y 100 μ M Pb + 200 μ M Zn). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$; test de Tukey) en la concentración de metales entre tratamientos para la raíz y biomasa aérea.

Tratamiento		[Metal] _{Raíz} (μ g g ⁻¹)		[Metal] _{Aéreo} (μ g g ⁻¹)		FBC		FT	
		Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn	Pb	Zn
<i>L. brasiliense</i>	Pb	374,4 $\pm$ 138,2 a	38,7 $\pm$ 3,7 b	11,6 $\pm$ 1,95 a	23,7 $\pm$ 3,1 b	18,0 $\pm$ 6,6	-	0,1 $\pm$ 0,02	-
	Zn	2,62 $\pm$ 0,8 b	365,4 $\pm$ 40,2 a	0,5 $\pm$ 0,06 b	398,2 $\pm$ 31,9 a	-	28,0 $\pm$ 3,1	-	1,1 $\pm$ 0,1
	Pb+Zn	188,1 $\pm$ 38,3 a	329,2 $\pm$ 22,9 a	7,5 $\pm$ 1,96 a	441,9 $\pm$ 21,8 a	9,1 $\pm$ 1,8	25,2 $\pm$ 1,8	0,04 $\pm$ 0,01	1,4 $\pm$ 0,1
<i>A. vulgatissima</i>	Pb	130 $\pm$ 18,2 a	48 $\pm$ 9,3 b	41 $\pm$ 22,4 a	48,5 $\pm$ 11,5 b	6,3 $\pm$ 0,9	-	0,3 $\pm$ 0,1	-
	Zn	11,1 $\pm$ 6,2 b	327 $\pm$ 74,5 a	1,5 $\pm$ 0,18 b	288 $\pm$ 18,0 a	-	25,1 $\pm$ 5,7	-	1,1 $\pm$ 0,2
	Pb+Zn	196 $\pm$ 65,4 a	452 $\pm$ 82,4 a	52,6 $\pm$ 37,1 a	364 $\pm$ 58,7 a	7,1 $\pm$ 1,4	30,3 $\pm$ 7,4	0,1 $\pm$ 0,02	0,8 $\pm$ 0,5

Los valores de IBRv2 dependieron de la especie vegetal y se observaron claras diferencias entre tratamientos en una misma especie. Respecto a *L. brasiliense*, los valores IBRv2 para los tratamientos Pb, Zn y Pb+Zn fueron de 7,62, 16,18 y 18,43, respectivamente (Fig. 1), lo que refleja estrés en aumento en las plantas según el orden $Pb < Zn < Pb+Zn$. En el tratamiento de Pb, el gráfico de estrella reflejó menores variaciones en comparación con el control, y mostró que los biomarcadores que más contribuyeron al valor del índice fueron las enzimas SOD, CAT y GPx, y los niveles de MDA. Comparando el tratamiento de Pb con el tratamiento con Pb+Zn, la presencia combinada de ambos metales dio lugar a una inducción o inhibición más pronunciada de los mismos biomarcadores, elevando de esta manera el valor del índice. Para el tratamiento de Zn, todos los biomarcadores contribuyeron proporcionalmente al índice, con una inducción general de la actividad enzimática y de los niveles de MDA, mientras que, los parámetros fotosintéticos (Qy y



ΦPSII), los pigmentos (Chl a, Chl b y Car) y la actividad CAT mostraron inhibición. Comparando el tratamiento de Zn con el tratamiento Pb+Zn, se observó un patrón similar de variación de los biomarcadores, como lo refleja el patrón geométrico del gráfico de estrellas, aunque el tratamiento combinado condujo a una disminución más pronunciada de Chl a, Chl b, Car, Qy, ΦPSII, CAT, APx y MDA (Fig. 1).

En cuanto a *A. vulgatissima*, los valores de IBRv2 para los tratamientos Pb, Zn y Pb+Zn fueron 9,75, 16,21 y 13,30 respectivamente, lo que indica estrés en aumento según $Pb < Pb+Zn < Zn$ (Fig. 1). Esto sugiere que la presencia de Pb redujo el estrés inducido por Zn, ya que las plantas tratadas solo con Zn mostraron los niveles más altos del índice. En el tratamiento con Pb, los principales biomarcadores que contribuyeron al índice fueron Chl a, Chl b, Car y CAT mostrando inhibición; mientras que se indujeron los niveles de MDA. En comparación con el tratamiento Pb+Zn, la presencia combinada de ambos metales provocó una inhibición más pronunciada de los pigmentos, junto con una disminución de la actividad APx, GPx y CAT; mientras que la SOD incrementó. En el tratamiento con Zn todos los biomarcadores contribuyeron proporcionalmente al índice por inducción o inhibición. Al comparar el Zn con el Pb+Zn, la variación en los biomarcadores fue similar excepto Qy y ΦPSII que permanecieron inalterados.

Conclusión

La diferencia observada en los valores de IBRv2 entre las dos especies sugiere distintas estrategias adaptativas. *L. brasiliense*, presenta mayor sensibilidad fisiológica y bioquímica por lo que podría servir como un bioindicador de alerta temprana más eficaz de la contaminación por Pb y Zn. En cambio, *A. vulgatissima* presenta rasgos de una especie menos sensible, capaz de mantener la homeostasis constante bajo contaminación por Pb y Zn. *L. brasiliense* podría ser utilizada para fitoestabilizar Pb y la fitoextracción del Zn; mientras que, *A. vulgatissima*, debido a su mayor eficiencia de absorción bajo co-exposición, podría contribuir eficazmente a la fitoestabilización de ambos metales.

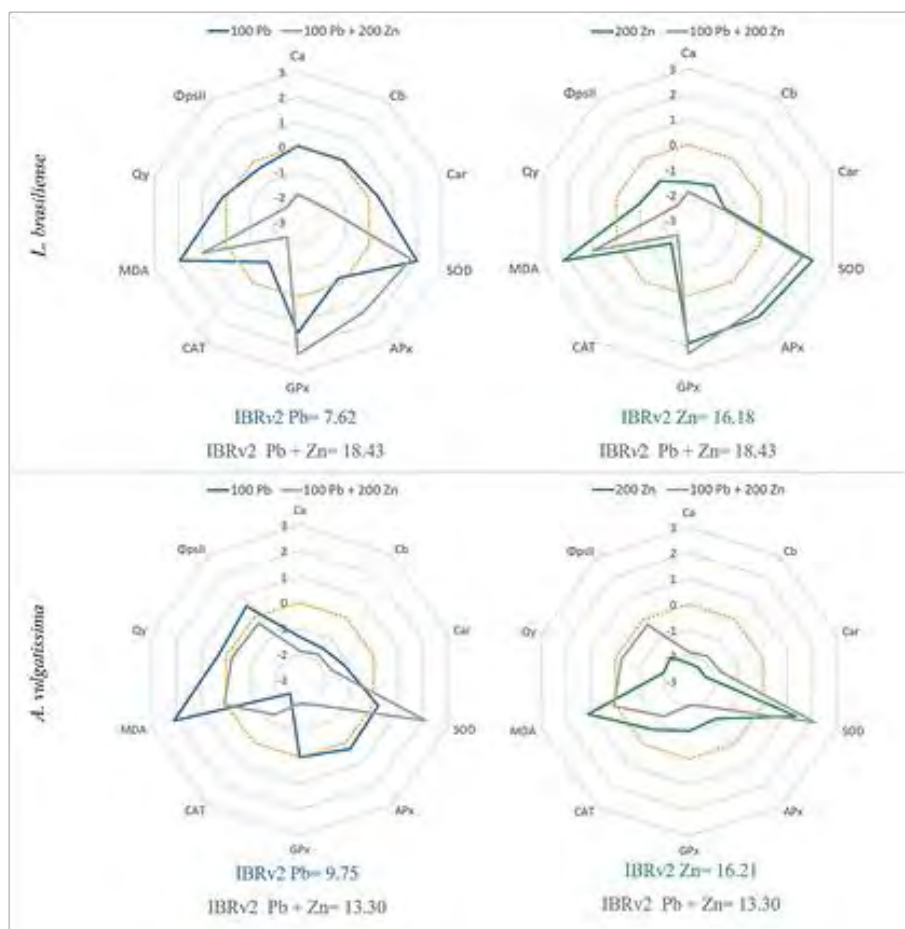


Figura 1. Gráficos del Índice Biológico de Respuesta Integrada versión 2 (IBRv2) para los tratamientos Pb, Zn y Pb+Zn en (arriba) *L. brasiliense* y (abajo) *A. vulgatissima*, basado en los biomarcadores medidos en hojas: clorofila a (Ca), clorofila b (Cb), carotenoides (Car), superóxido dismutasa (SOD), ascorbato peroxidasa (APx), guaiacol peroxidasa (GPx), catalasa (CAT), malondialdehído (MDA), eficiencia máxima del fotosistema II (Qy) y eficiencia del fotosistema II (ΦpsII). La línea punteada amarilla corresponde al tratamiento control, mientras que las líneas de color se corresponden a los tratamientos; azul: Pb; verde: Zn; gris: Pb+Zn. Los valores de cada biomarcador reflejan inducción o inhibición respecto al control.

Referencias bibliográficas

- Balafrej, H., Bogusz, D., Triqui, Z. E. A., et al. (2020). Zinc hyperaccumulation in plants: A review. *Plants* 9(5), 562.
- Bergmeyer, H. U., Gawehn, K. & Grassl, M. (1974). *Enzymes as biochemical reagents*. En: Bergmeyer, H. U. (Ed.), *Methods in Enzymatic Analysis* (pp. 425-556). Academic Press.
- Ghori, N. H., Ghori, T., Hayat, M. Q., et al. (2019). Heavy metal stress and responses in plants. *International journal of environmental science and technology*, 16(3), 1807-1828.
- Gibilisco, P. E., Negrin, V. L. & Idaszkin, Y. L. (2022). Assessing the use of two



halophytes species and seaweed composting in Cu-pollution remediation strategies. *Marine pollution bulletin*, 176, 113413.

Gul, B., Ansari, R., Flowers, T. J., et al. (2013). Germination strategies of halophyte seeds under salinity. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 4-18.

Heath, R. L. & Packer, L. (1968). Photoperoxidation in isolated chloroplasts: I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Archives of biochemistry and biophysics*, 125(1), 189-198.

Hoagland, D. R. & Arnon, D. I. (1938). *Growing plants without soil by the water-culture method*. California Agricultural Experiment Station Circulation. College of Agriculture, University of California, Berkley. 347, 32.

Idaszkin, Y. L., Lancelotti, J. L., Pollicelli, M. P., et al. (2017). Comparison of phytoremediation potential capacity of *Spartina densiflora* and *Sarcocornia perennis* for metal polluted soils. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1-2), 297-306.

Idaszkin, Y. L., Márquez, F., Mateos-Naranjo, E., et al. (2019). Multidimensional approach to evaluate *Limonium brasiliense* as source of early biomarkers for lead pollution monitoring under different saline conditions. *Ecological Indicators*, 104, 567-575.

Idaszkin, Y. L., Carol, E. S., Barcia-Piedras, J. M., et al. (2020). Trace metal concentrations in soil-plant complex in rocky shore salt marshes of Central Patagonia. *Continental Shelf Research*, 211, 104280.

Kaur, H. & Garg, N. (2021). Zinc toxicity in plants: A review. *Planta*, 253(6), 129.

Kumar, A., Prasad, M. N. V. & Sytar, O. (2012). Lead toxicity, defense strategies and associated indicative biomarkers in *Talinum triangulare* grown hydroponically. *Chemosphere*, 89, 1056–1065.

Li, C., Wang, H., Liao, X., et al. (2022). Heavy metal pollution in coastal wetlands: A systematic review of studies globally over the past three decades. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127312.

Lichtenthaler, H. K. (1987). Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods in enzymology*, 148, 350-382.

Lionetto, M. G., Caricato, R. & Giordano, M. E. (2019). Pollution biomarkers in



environmental and human biomonitoring. *Open Biomark Journal*, 9, 1-9.

Marklund, S. & Marklund, G., (1974). Involvement of the superoxide anion radical in the autoxidation of pyrogallol and a convenient assay for superoxide dismutase. *European journal of biochemistry*, 47(3), 469-474.

Mocek-Plócinia, A., Mencil, J., Zakrzewski, W., et al. (2023). Phytoremediation as an effective remedy for removing trace elements from ecosystems. *Plants*, 12(8):1653.

Musielińska, R., Kowol, J., Kwapuliński, J., et al. (2016). Antagonism between lead and zinc ions in plants. *Archives of Environmental Protection*, 42(2).

Pollicelli, M. P., Idaszkin, Y. L., Gonzalez-José, R., et al. (2018). Leaf shape variation as a potential biomarker of soil pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 69-74.

Pollicelli, M. P., Márquez, F., Pollicelli, M. D., et al. (2023). Screening of tolerance of *Atriplex vulgatissima* under zinc or lead experimental conditions. An integrative perspective by using the integrated biological response index (IBRv2). *Chemosphere*, 341, 140110.

Pollicelli, M. P., Márquez, F. & Idaszkin, Y. L. (2024). Towards a comprehensive understanding of zinc tolerance in *Limonium brasiliense* as a useful tool for environmental remediation and monitoring. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(17), 25299-25311.

Roe, R. A., Yu, R. M. K., Rahman, M. M., et al. (2021). Towards adverse outcome pathways for metals in saltmarsh ecosystems—A review. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126252

Sánchez, W., Burgeot, T. & Porcher, J. M. (2013). A novel “Integrated Biomarker Response” calculation based on reference deviation concept. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2721-2725.

Teranishi, Y., Tanaka, A., Osumi, M., et al. (1974). Catalase activities of hydrocarbon-utilizing *Candida* yeasts. *Agricultural and Biological Chemistry*, 38(6), 1213-1220.

Tiryakioglu, M., Eker, S., Ozkutlu, F., et al. (2006). Antioxidant defense system and cadmium uptake in barley genotypes differing in cadmium tolerance. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 20(3), 181-189.



Ucuncu, E., Ozkan, A. D. & Olmez, T. T. (2014). Phytoremediation of multiply metal-contaminated environments: Synergistic and competitive effects between heavy metals during uptake and transport. En: Kumar, D. G. & Chatterjee, S. (Eds.), *Heavy Metal Remediation: Transport and Accumulation in Plants*. Nova Science Publishers.

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall.

Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., et al. (2019). Lead toxicity in plants: impacts and remediation. *Journal of environmental management*, 250, 109557.



IMPORTANCIA DE LA PRESENCIA DE BIOPOLÍMEROS EN UN SISTEMA ESTUARINO-COSTAL

IMPORTANCE OF THE PRESENCE OF BIOPOLYMERS IN AN ESTUARINE-COASTAL SYSTEM

Moya, Milagros¹; Beruschi, Ele^{2,4}; Martínez, Ana M.^{1,3}; Berasategui, Anabela A.⁴; Brugnioni, Lorena⁵; Florencia, Biancalana⁶

¹Departamento de Química-Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina,

²Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, ³Instituto de Química el Sur (CONICET-UNS), Bahía Blanca, Argentina, ⁴Instituto Argentino de Oceanografía (CONICET-UNS), Bahía Blanca, Argentina. ⁵Instituto de Ciencias Biológicas y Biomédicas del Sur (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina. ⁶Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina. biancaf@criba.edu.ar

Resumen

La quitina, proveniente principalmente de crustáceos, es el segundo polímero natural más abundante después de la celulosa y cumple un papel clave como fuente de carbono y nitrógeno en ambientes marinos. El quitosano, derivado de la degradación de la quitina, también se encuentra en las paredes celulares de ciertos hongos y contribuye directamente a los sistemas acuáticos. Ambos biopolímeros, de origen natural y renovable, ayudan a mantener la salubridad del medio marino. Se determinó la concentración de quitina, quitosano, junto a carbohidratos (CH) y materia orgánica (MO) en sedimentos de dos estaciones: Monte Hermoso (MH), zona prístina con baja influencia antrópica y estuarina, y Puerto Rosales (PR), con alta influencia antrópica, durante febrero-agosto 2024. El objetivo principal fue evaluar la dinámica de estos polímeros y su relevancia en sedimentos marinos. Se sumó la presencia microbiana en sedimento como complemento de sus dinámicas. La cuantificación de quitina se realizó por medio de la medición fluorométrica del exceso de WGA (Wheat germ agglutinin-Aglutinina de germen de trigo) a través de la reacción con isotiocianato de fluoresceína (FITC) en un espectrofluorímetro. Las concentraciones de quitosano se determinaron colorimétricamente con Cibacron Brilliant Red 3B-A en un espectrofotómetro. La cantidad de CH se obtuvo mediante el método de fenol-ácido sulfúrico tras hidrólisis ácida. La MO se evaluó por pérdida por ignición. El análisis microbiológico se efectuó en medios específicos para detectar bacterias totales y hongos en medio marino (UFC/g). La concentración de quitina fue similar en ambas estaciones ($45 \pm 0,06$ mg/g MH - $0,43 \pm 0,05$ mg/g PR), pero la de quitosano fue mayor en PR ($0,04 \pm 0,01$ mg/g) que en MH ($0,02 \pm 0,003$ mg/g). La MO y los CH también fueron más alta en PR ($22,59 \pm 3,18$ mg/g



y $92,83 \pm 30,60 \mu\text{g/g}$, respectivamente), con diferencias significativas entre estaciones (Prueba de Kruskal-Wallis, $p \leq 0,05$). En MH, la quitina representó el 2,55 % y el quitosano el 1,18 % de la MO. El recuento más elevado de bacterias totales fue de $1,0 \times 10^7$ UFC/g y de hongos de 8×10^3 UFC/g en PR (marzo 2024). La presencia de *Pseudomonas* del grupo fluorescente únicamente se detectó en PR (1×10^3 UFC/g) (junio 2024). Ambos biopolímeros están presentes en MH y PR, con mayores niveles de degradación y actividad microbiana en PR, sugiriendo una relación entre el impacto antrópico y el reciclaje de materia orgánica. Estos datos se contextualizarán con parámetros físico-químicos (como pH y clorofila a) para comprender mejor los procesos de aporte y degradación en los sedimentos marinos.

Palabras clave: Biopolímeros, Materia orgánica, Carbohidratos, Estuario.

Eje temático 9

GEOQUÍMICA DE PROCESOS ATMOSFÉRICOS



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



DETERMINACIÓN Y EVALUACIÓN DE FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE PELIGROSOS (PHEs) EN EL PM₁₀ DE LA CIUDAD DE BAHÍA BLANCA

DETERMINATION AND EVALUATION OF ENRICHMENT FACTORS OF POTENTIALLY HAZARDOUS ELEMENTS IN PM₁₀ IN THE CITY OF BAHÍA BLANCA

Palenzona, Manuela¹; Morales del Mastro, Anabella¹; Domini, Claudia Elizabeth¹; Pereyra, Marcelo Tomas¹

¹Universidad Nacional Del Sur, Instituto de Química Del Sur, Departamento de Química.
manuela.palenzona@uns.edu.ar

Resumen

El factor de enriquecimiento (FE) es una herramienta usada en geoquímica ambiental para determinar el origen de elementos traza, mediante la comparación con un elemento normalizador abundante de origen natural. En este estudio, se calculó el FE de elementos potencialmente peligrosos (PHEs) presentes en el PM₁₀, recolectado entre julio de 2013 y septiembre de 2014 en zonas urbana e industrial de Bahía Blanca. Se compararon distintos valores de referencia geoquímicos (“background”) de suelos locales y de la corteza terrestre, y se evaluó la elección del mejor elemento normalizador. Los resultados indican que el Al y el Fe son más adecuados como elementos de normalización para el cálculo del FE. Además, los suelos nativos reflejan mejor las condiciones geoquímicas locales, permitiendo identificar mayores enriquecimientos en elementos con fuerte origen antropogénico, lo que evidencia su utilidad para evaluar la influencia humana sobre la composición del PM₁₀ en áreas urbanas e industriales.

Palabras clave: Factor de enriquecimiento, PM₁₀, Elementos potencialmente peligrosos, Valores background.

Introducción

El material particulado atmosférico, fracción PM₁₀, tiene la capacidad de transportar metales considerados potencialmente peligrosos (PHEs) y alcanzar las vías respiratorias profundas, representando un riesgo para la salud humana. El factor de enriquecimiento (EF) es una herramienta ampliamente utilizada en geoquímica ambiental para evaluar la distribución y origen de elementos traza en matrices como el PM₁₀. Su cálculo permite distinguir si la presencia de ciertos metales responde a procesos naturales, como el desgaste de rocas o suelos, o si está asociada a fuentes antropogénicas, como la actividad



industrial o el tránsito vehicular. Desde una perspectiva geoquímica, el EF se fundamenta en la comparación de la concentración de un elemento respecto a un elemento de referencia, considerando un valor de fondo adecuado. Esta aproximación permite interpretar los procesos de movilización, transporte y acumulación de elementos en el ambiente urbano e industrial, aportando información clave sobre la influencia de la actividad humana en los ciclos geoquímicos locales. La interpretación del EF depende críticamente de la elección adecuada del valor de fondo o “background”, ya que este actúa como referencia para establecer si un elemento se encuentra enriquecido y del elemento químico que se utilice como normalizador, siendo importante su selección basada en su abundancia en la corteza terrestre y su selección en base a su uso en la industria o en actividades antropogénicas que puedan enriquecer su concentración en el ambiente. En base a lo mencionado, se realizó el cálculo del factor de enriquecimiento de diferentes elementos potencialmente peligrosos presentes en el PM_{10} determinado a partir de campañas de muestreo realizadas en el periodo comprendido entre julio de 2013 y septiembre de 2014 en dos sitios, uno urbano y otro industrial de la ciudad de Bahía Blanca. En este trabajo se evaluaron tanto el uso de valores de base o “background” de suelos nativos y valores de referencia internacionales de la corteza terrestre para el cálculo del EF, como así también la adecuación del elemento normalizador para la determinación del FE.

Materiales y Métodos

Campañas de monitoreo y determinación química de contenido de metales

Se analizaron los resultados de 112 campañas de muestreo de PM_{10} en dos sitios de la zona urbana e industrial de la localidad de Ing. White, Bahía Blanca. La metodología del muestreo estuvo basada en la metodología de referencia de la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU (William et al., 1999), y se llevó a cabo mediante el uso de un equipo muestreador de alto volumen ampliamente utilizado en estudios científicos y con fines de fiscalización y control.

En cada muestra de PM_{10} se determinó el contenido de Cd, Cr, Mo, Ni, Sb, Zn, V, Pb y Cu, siguiendo la metodología analítica publicada en la bibliografía específica (Smichowski et al., 2007) en la que se realiza un tratamiento de extracción ácida, y posterior análisis instrumental aplicando técnicas de espectroscopia de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS, ICP-OES).



Factor de Enriquecimiento

Por una parte, se calcularon los factores de enriquecimiento de los PHEs utilizando como niveles de background, los valores de referencia de la corteza terrestre (Taylor, 1964) y, por otra parte, se realizaron los cálculos con niveles de background de cada PHE determinados en suelos superficiales nativos (Morales Del Mastro et al., 2014).

Estos cálculos de cada EF se realizaron aplicando la siguiente ecuación:

$$EF = (C_{PHEs}/C_{normalizador})_{PM10} / (C_{PHEs}/C_{normalizador})_{background}$$

Donde los términos $(C_{PHEs}/C_{normalizador})_{PM10}$ y $(C_{PHEs}/C_{normalizador})_{background}$ denotan la relación entre la concentración de los PHEs con respecto a la concentración de un elemento con mayoritaria abundancia en la corteza terrestre y seleccionado como normalizador (Fe, Ti, Al, Mg). Los subíndices PM_{10} y $background$, denotan la matriz en la cual se efectúa el cálculo del EF. La interpretación cualitativa de los valores de los factores de enriquecimiento, indica que: si $EF < 10$ puede considerarse origen principalmente de la corteza terrestre del elemento químico PHE, mientras que valores con EF entre 10 y 20 pueden relacionarse de origen mixto: corteza terrestre y antropogénicos. Por otro lado, valores mayores a 20 indican un origen principalmente antropogénico.

Análisis estadísticos

Para evaluar la aplicabilidad de los 4 elementos químicos normalizadores estudiados, se aplicaron pruebas estadísticas recomendadas por la US EPA (2006) Inicialmente se evaluó la normalidad de cada uno de los conjuntos de datos, aplicando las pruebas de hipótesis de Shapiro-Wilk y de Anderson- Darling, y posteriormente se efectuaron estudios de correlación y de homogeneidad de varianzas. El análisis de correlación entre cada PHE seleccionado y cada elemento normalizador (Fe, Ti, Al y Mn), se efectuó con el objetivo de evaluar diferencias estadísticamente significativas entre el origen potencial de cada PHE y el origen potencial de cada elemento normalizador. Por otra parte, la homocedasticidad se estudió, aplicando la prueba de hipótesis de Levene, con el objetivo de evaluar la distribución de cada elemento normalizador en los conjuntos de muestras de cada uno de los sitios estudiados. Todos los cálculos y pruebas de hipótesis empleadas se realizaron con la herramienta de análisis de datos y el complemento XLSTAT de Microsoft EXCEL®.



Resultados

Análisis estadísticos

Los resultados de las evaluaciones de normalidad de los 13 conjuntos de datos de los 4 elementos químicos normalizadores y de los 9 PHEs, de ambos sitios de estudio, indicaron desviaciones de la distribución normal ($p < 0,05$) para todos los elementos químicos, excepto Cu ($p > 0,05$). Por lo tanto, se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas (correlación de Spearman), se utilizó además la técnica de transformación de datos [$Y = \log(1+X)$] para los conjuntos de datos que no verificaron normalidad, y por último se aplicó la prueba de hipótesis de Bartlett ($\alpha = 0,05$) a los datos transformados luego de comprobar su normalidad.

En la tabla 1 se presentan los resultados del análisis de correlación entre los 4 elementos químicos normalizadores estudiados y los 9 elementos químicos potencialmente peligrosos. Se observa que todos los elementos normalizadores presentan una correlación, estadísticamente muy significativa ($p > 0,25$) o estadísticamente significativa ($p > 0,1$) con todos los PHEs (excepto Sb). Por otra parte, analizando el orden creciente de abundancia de los 9 PHEs en la corteza terrestre, se observa: $V > Cr > Ni > Zn > Cu > Pb > Mo > Sb > Cd$ (Taylor, 1964). Asimismo, el Cd es el PHE estudiado con menor abundancia en los suelos de la región (mayor probabilidad de enriquecimiento asignable a fuentes antropogénicas). Por lo tanto, teniendo en cuenta que el Al y el Fe no presentaron correlación estadísticamente significativa con el Cd ($p > 0,1$), se propone utilizar a estos 2 elementos químicos normalizadores para el cálculo de los factores de enriquecimiento con los 2 diferentes valores de background (Taylor, 1964, y suelos regionales nativos). Para evaluar la homogeneidad de la distribución de los 4 elementos normalizadores, se procedió a transformar los datos de los conjuntos de datos en ambos sitios estudiados, aplicando la transformación $Y = (1+X)$, debido a que los conjuntos originales de datos se ajustaron a una distribución lognormal ($p > 0,1$). Luego de verificar la normalidad de los conjuntos de datos transformados ($p > 0,1$), se aplicó la prueba de igualdad de varianzas de Bartlett. Los resultados de esta evaluación, indicaron que los elementos Fe y Al evidenciaron igualdad estadística de varianzas ($p \gg 0,1$). Este resultado resulta coincidente con el análisis de correlación, por lo que robustece la selección de los elementos químicos Al y Fe como elementos normalizadores en el cálculo de los EF.



Tabla 1. Resultados del análisis de correlación

PHE	Sitio	Elemento químico normalizador				Sitio	Elemento químico normalizador			
		Fe	Ti	Al	Mn		Fe	Ti	Al	Mn
Cd	Industrial	0,135	-	-	-	Urbano	0,173	0,285	0,075	0,237
Cr		0,267	0,068	0,005	0,154		0,420	0,132	0,132	0,063
Mo		0,441	0,297	0,347	0,080		0,521	0,319	0,171	0,178
Ni		0,344	0,245	0,325	-		0,155	0,131	-	0,075
Sb		0,010	-	-	0,038		0,144	-	0,167	-0,096
Zn		0,294	0,223	0,189	-		0,075	0,115	0,310	0,276
V		-	0,029	0,175	0,281		-	-	0,216	0,251
Pb		-	0,081	-	-		0,234	0,127	0,238	0,601
Cu		0,060	-	-	-		0,254	0,069	0,095	0,257
		0,264	0,143	0,345						

Muy significativo positivo

Significativo positivo

Factores de enriquecimiento

La tabla 2 presenta los valores de los EF calculados con los datos químicos de los 9 PHEs estudiados en cada sitio de toma de muestra de PM₁₀, utilizando Fe y Al, respectivamente como elemento normalizador. Al comparar los resultados de los factores de enriquecimiento calculados con los valores de *background* geoquímico de Taylor (1964) frente a suelos locales con los normalizadores seleccionados, Fe y Al, se observaron diferencias en la estimación del grado de enriquecimiento de los PHEs estudiados en las muestras de PM₁₀ analizadas.

Ambos elementos normalizadores, Fe y Al resultaron consistentes en la calificación del grado de enriquecimiento de los PHE en ambos sitios, excepto el Al para el caso del Zn. Por lo que resulta más consistente la selección de Fe como elemento normalizador para la evaluación del grado de enriquecimiento de los PHEs determinados en la matriz ambiental de PM₁₀ del área de estudio.

Dependiendo del uso del sitio, determinados PHE evidencian enriquecimiento, respecto de la corteza terrestre, cuando se emplean datos geoquímicos locales, mientras que no evidencian enriquecimiento al utilizar valores no locales (Cd, Cu, Pb). El Sb evidenció un comportamiento opuesto al expresado anteriormente, dado que el EF calculado con



los valores publicados por Taylor (1964) indicó enriquecimiento en el caso del sitio de muestreo urbano.

Respecto de la selección de los niveles de base o *background*, se observa que, excepto para el caso de Cd y Zn, resulta consistente la calificación del grado de enriquecimiento para el caso de $EF < 10$ (origen asignable a corteza terrestre). En los casos de $EF > 20$ (origen asignable a actividades antrópicas), se observan diferencias en la calificación del grado de enriquecimiento, dependiendo de 3 factores: a) Uso del sitio (urbano versus industrial); b) Valor de base o *background* utilizado [suelos regionales versus corteza terrestre (Taylor, 1964)]; y c) Elemento químico, PHE, evaluado. No obstante, ante la disponibilidad de datos geoquímicos locales o regionales, resulta más realístico emplear, para evaluar el grado de enriquecimiento, los datos existentes para suelos superficiales nativos, respecto de los datos globales de la corteza terrestre (Taylor, 1964).

Tabla 2. Resultado de factores de enriquecimiento de los diferentes PHEs utilizando Fe y Al como elementos químicos normalizadores para niveles de background de suelos y globales de la corteza terrestre en los dos sitios de diferente uso del suelo

Fe	Sitio Industrial		Sitio urbano	
	Suelos	Taylor	Suelos	Taylor
V	122,41	337,63	2,22	2,63
Cr	5,98	0,75	1,76	0,42
Mo	162,48	18,31	374,49	42,21
Ni	4,41	0,51	4,59	0,53
Sb	102,33	259,53	17,83	45,21
Cd	62,25	11,58	169,28	27,19
Pb	210,17	121,7	28,91	16,74
Zn	8,97	7,97	12,91	12
Cu	65,83	18,14	34,51	9,51

Al	Sitio Industrial		Sitio urbano	
	Suelos	Taylor	Suelos	Taylor
V	1,01	2,19	1,62	3,52
Cr	0,75	0,47	0,76	0,48
Mo	66,18	19,21	186,41	54,12
Ni	1,98	0,59	2,14	0,63
Sb	40,57	265,01	7,14	46,65
Cd	1,77	11,56	3,94	25,7
Pb	93,78	31,8	16,31	63,31
Zn	3,59	18,86	6,6	58,52
Cu	65,01	19,48	12,14	137,82

Conclusiones

El estudio de los factores de enriquecimiento de los PHEs en el PM_{10} del área urbana e industrial de Ing. White, demostró la importancia de la selección tanto del elemento químico normalizador como de los valores de base o background geoquímico requeridos para el cálculo de los EF. El Fe resultó ser el elemento químico normalizador más consistente para los 9 PHE estudiados. Por otra parte, el uso de la información geoquímica de suelos locales permitió identificar más claramente la asignación de potenciales fuentes antrópicas de todos los PHE en el PM_{10} .



Referencias bibliográficas

Del Mastro, A. M., Pereyra, M., Londonio, A., et al. (2014). Chemical profile of size-fractionated soils collected in a semiarid industrial area of Argentina. *Atmospheric Environment*, 98, 299-307.

Smichowski, P., Gómez, D., Frazzoli, C., et al. (2007). Traffic-Related Elements in Airborne Particulate Matter. *Applied Spectroscopy Reviews*, 43 (1), 23-49.

Taylor, S. R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28(8), 1273-1285.

USEPA (Environmental Protection Agency). (2006). *Data quality assessment: statistical methods for practitioners*. EPA QA/G-9S, 1-125.

William, T. & Winberry Jr, J. (1999). *Compendium Method IO-2.1. Sampling of ambient air for Total Suspended Particulate Matter (SPM) and PM10 using high volume (HV) sampler*. Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, US EPA, 26-38, Cincinnati.

Eje temático 10

**GEOQUÍMICA DE
YACIMIENTOS
MINERALES ASOCIADA A
PROCESOS EXÓGENOS**



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



TRANSFORMACIONES MINERALÓGICAS Y QUÍMICAS DE IGNIMBRITAS DURANTE LA METEORIZACIÓN: SU ROL EN LA GÉNESIS DE YACIMIENTOS DE LITIO

MINERALOGICAL AND CHEMICAL TRANSFORMATIONS OF IGNIMBRITES DURING WEATHERING: IMPLICATIONS FOR THE GENESIS OF LITHIUM DEPOSITS

Del Bono, Daniela¹; Borda, Laura¹; Godfrey, Linda²; Chiaramonte, Natalia¹; Balbis, Catalina¹;
Pasquini, Andrea¹; García, Gabriela¹

¹Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET – UNC), Argentina, ²Rutgers University, Earth and Planetary Sciences Department, USA. danielaaillen.db@gmail.com

Resumen

A pesar de que la explotación de salmueras de litio (Li) en la región de la Puna ocurre desde hace más de una década, los procesos que dan origen a estos depósitos siguen sin resolverse. Este estudio investiga las fuentes y mecanismos de liberación de Li desde rocas y cenizas volcánicas de una cuenca salina. Se realizaron análisis petrográficos, mineralógicos y químicos, junto con experimentos de lixiviación que simulan la interacción agua-roca a 25 °C y 80 °C. Los resultados indican que el Li movilizado es aportado por la disolución incongruente de biotita y arcillas interestratificadas I/S tipo R0. A mayor temperatura, se favorece la disolución y la transformación de las arcillas hacia fases más ordenadas (R1), que podrían retener Li débilmente. Estos resultados resaltan el rol de la temperatura y el tiempo de contacto como factores clave en la movilidad del Li y su posterior enriquecimiento secundario en niveles arcillosos.

Palabras clave: Ignimbritas, Arcillas portadoras de Li, Ilitización, Biotita.

Introducción

La creciente demanda de baterías de iones de Li, impulsada por la transición energética global, plantea el desafío de garantizar un suministro sostenible de materias primas (Greim et al., 2020). Más del 50 % de la producción global de Li proviene de salmueras de la región Altiplano-Puna (Graham et al., 2021), donde aún persisten interrogantes sobre la génesis de estos depósitos. Estudios recientes indican que el Li proviene principalmente de ignimbritas neógeno-pleistocenas y se libera mediante meteorización y procesos hidrotermales (Godfrey et al., 2019; García et al., 2020; Borda et al., 2023). Sin embargo, las fases minerales específicas que lo alojan siguen siendo inciertas. Este



trabajo se centra en el salar de Olaroz, (3990 m s.n.m.), en la cuenca endorreica Olaroz-Cauchari (norte de la Puna argentina). El salar es alimentado por los ríos Rosario, principal tributario desde el N, y Archibarca desde el SO. Esta cuenca se asienta sobre un basamento ordovícico que continúa con una secuencia sedimentaria y volcánica mesozoica y culmina con depósitos aluviales y evaporíticos cuaternarios. En su sector norte emergen varios manantiales termales (12–62 °C), que podrían desempeñar un papel clave en la movilización del Li hacia las salmueras.

Materiales y Métodos

Se estudiaron ignimbritas del Complejo Volcánico Coranzulí (muestras ITF18, ITM18, ICO22, IC y IB) y cenizas volcánicas de las Formaciones Pastos Chicos (C16), Vizcachera (C15) y Sijes (FS-BT y FS-TA), recolectadas en distintos sectores de la cuenca del salar de Olaroz. La caracterización petrográfica se realizó mediante microscopía óptica polarizante en secciones delgadas, enfocándose en las evidencias de meteorización como minerales de arcillas y óxidos/hidróxidos de Fe. La composición mineralógica de muestras originales y lixiviadas se determinó por difracción de rayos X (XRPD), con refinamiento Rietveld (Rietveld, 1969), y la fracción < 2 µm se analizó utilizando el método semicuantitativo de Moore y Reynolds (1997). Se realizaron observaciones de alta resolución en fracciones de arcilla a través de microscopía electrónica de barrido acoplada a espectroscopía de rayos X dispersiva (MEB-EDS). La composición química mayoritaria y de trazas se obtuvo mediante ICP-OES (CICTERRA - CONICET, UNC) e ICP-MS (Rutgers university), tras digestiones por fusión alcalina y multiácida, respectivamente. Se realizaron ensayos de lixiviación en agua Milli-Q a temperatura ambiente (20-25 °C) y a 80 °C, empleando suspensiones de rocas y cenizas durante tiempos variables, para simular condiciones de interacción con agua superficial y termal. La evolución química del sobrenadante y las transformaciones mineralógicas de los residuos sólidos fueron analizadas para evaluar la liberación de Li y los mecanismos de alteración involucrados.

Resultados

Composición mineralógica y signos de alteración en ignimbritas y cenizas volcánicas

Las ignimbritas presentan una textura porfírica con matriz vítrea devitrificada, que contiene fenocristales de plagioclasa, cuarzo y feldespato potásico, así como biotita que representa entre el 3 % y el 26 % del contenido mineral en estas rocas y frecuentemente



muestra signos de alteración como reemplazos de opacos y moscovita. Los minerales accesorios incluyen opacos, apatita y zircón. En fracciones $< 2 \mu\text{m}$ se identificaron illita e interestratificados de illita/esmectita (I/S) de tipo R0. Las cenizas volcánicas están compuestas por vidrio volcánico marrón con cristales de plagioclasa, feldespato potásico, cuarzo y biotita ($< 2 \%$), también alterados. Las observaciones mediante MEB indican reemplazos por minerales opacos y micas secundarias. En fracciones $< 2 \mu\text{m}$ predominan illita, interestratificados de I/S de tipo R0 y caolinita.

Composición química y de ignimbritas y cenizas volcánicas

De acuerdo con el contenido de sílice y álcalis, las ignimbritas y cenizas volcánicas se clasifican como dacitas, mientras que las cenizas volcánicas como riolitas. En términos de contenido de sílice, las ignimbritas presentan variaciones de intermedias a ácidas, mientras que las cenizas volcánicas son claramente ácidas, con un contenido de sílice superior al 70 %. En cuanto a los álcalis, ambos tipos de materiales son subalcalinos, con niveles por debajo del 8 %.

Las ignimbritas presentan concentraciones de Li entre 61,2 y 104,5 mg kg^{-1} (promedio: 85,5 mg kg^{-1} ; $n=5$), mientras que las cenizas volcánicas alcanzan un promedio de Li de 49,1 mg kg^{-1} ($n=4$). Estos valores superan los estimados para la Corteza Continental Superior, que varían entre 21 y 35 mg kg^{-1} (Teng et al., 2004; Rudnick y Gao, 2014).

Transformaciones mineralógicas de ignimbritas y cenizas volcánicas después de la lixiviación: control de la temperatura

La lixiviación de los materiales volcánicos estudiados provoca una reducción del contenido de biotita en todas las muestras. En las ignimbritas, esta disminución varía entre el 8 % y el 26 % a temperatura ambiente en relación con el material original, mientras que a 80 °C, las pérdidas de biotita aumentan, variando entre el 21 % y el 38 %. Las cenizas volcánicas muestran una tendencia similar bajo lixiviación a temperatura ambiente, con disminuciones de biotita del 4 % (C15) y 43 % (C16). A 80 °C las transformaciones mineralógicas son más pronunciadas, con una disminución del contenido de biotita superior al 62 % respecto al material original.

Las transformaciones mineralógicas producidas por la interacción con agua Milli-Q a temperatura ambiente y 80 °C también se analizaron en la fracción $< 2 \mu\text{m}$ de las ignimbritas y cenizas volcánicas (Fig. 1). Según el análisis semicuantitativo, la muestra ITF18 original está compuesta por 60 % de interestratificado I/S de tipo R0 (con $< 10 \%$



de illita) y 40 % de illita. Tras un año de lixiviación a temperatura ambiente, el I/S R0 se reduce al 23 % sin cambios en su proporción interna, mientras que la illita aumenta al 77 %. A 80 °C ocurren los cambios más significativos: el I/S R0 desciende al 8 %, se forma una nueva fase I/S R1 (15 %), y ambas muestran un aumento en la proporción de illita (20 % en I/S R0 y 60 % en I/S R1), lo que indica que un aumento en la intensidad de alteración en las ignimbritas conduce a un mayor grado de illitización y a la formación de fases de arcilla secundarias I/S R1.

La muestra IB está compuesta predominantemente por illita (82 %) y un 18 % de I/S R0 (45 % illita). Tras lixiviación a temperatura ambiente, se pierde completamente la fase I/S R0, quedando un 100 % de illita. A 80 °C, se mantiene la illita original y se forma una nueva fase I/S R1 (60 % illita), reflejando una illitización más marcada que la observada en la ITF18. La ignimbrita IC muestra un comportamiento similar al de ITF18, con disminución del I/S R0 y formación de I/S R1 en función de la temperatura de lixiviación.

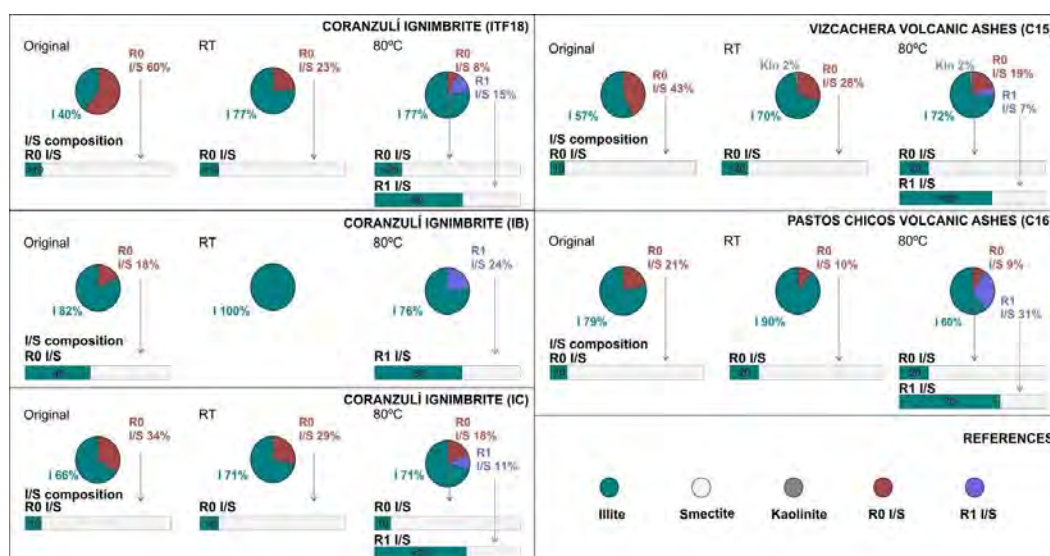


Figura 1. Transformaciones mineralógicas en la fracción arcilla (< 2 μm) tras la lixiviación de ignimbritas y cenizas volcánicas a temperatura ambiente (RT) y a 80 °C.

Las cenizas volcánicas presentan transformaciones comparables a las observadas en las ignimbritas. La muestra C15 contiene 57 % de illita y 43 % de I/S R0 (90 % esmectita). Después de lixiviar a temperatura ambiente, se identifican arcillas del tipo I/S R0 con menor contenido de esmectita (20 % illita) y una pequeña proporción de caolinita (2 %). A 80 °C, se identifica una nueva fase I/S R1, disminuye el I/S R0 y la caolinita permanece similar al observado en la muestra lixiviada a temperatura ambiente. La muestra C16 muestra una evolución mineralógica similar a C15 a temperatura ambiente, mientras que a 80 °C desarrolla un mayor grado de illitización caracterizado por la formación de fases



I/S R1 que superan el 30 %. En este contexto, su comportamiento se asemeja al de la muestra IB.

Liberación de Li a través del tiempo

La liberación de Li desde ignimbritas siguió un patrón en tres etapas, independiente de la temperatura: (1) una liberación rápida inicial durante las primeras tres horas de interacción con el agua; (2) una fase más lenta que alcanzó un pseudo-equilibrio hacia los 40 días a temperatura ambiente y a los 15 días a 80 °C; y (3) una etapa final con un aumento pronunciado seguido de estabilización hasta el final del experimento. Aproximadamente el 1,2-1,5 % del Li total se liberó en la primera etapa. Aunque las cantidades liberadas variaron entre muestras, fueron sistemáticamente mayores a 80 °C en ITF18 e IC. En cambio, la muestra IB liberó inicialmente más Li a 80 °C, pero esa tendencia se revirtió después de las primeras horas, manteniéndose más baja que a temperatura ambiente hasta el final del experimento (15 días) (Fig. 2). En términos de masa, las suspensiones de ignimbrita liberaron un promedio máximo de 2,6 mg kg⁻¹ de Li tras un año de interacción a temperatura ambiente.

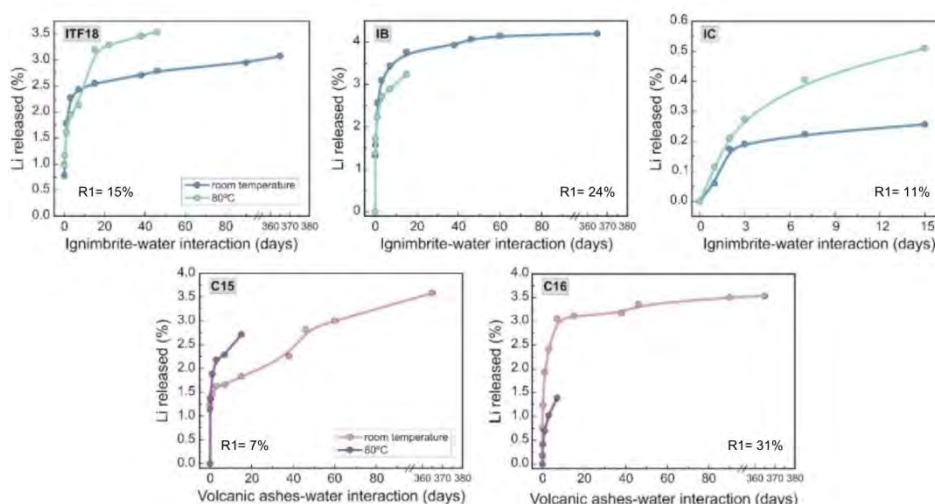


Figura 2. Liberación de Li en el tiempo a partir de ignimbritas y cenizas volcánicas en agua Milli-Q a temperatura ambiente y 80 °C. Se menciona el porcentaje de interestratificado I/S R1 neoformada luego de la lixiviación a 80 °C.

Las cenizas volcánicas exhibieron un comportamiento similar al de las ignimbritas, con un patrón de liberación en tres etapas. A temperatura ambiente, ambas muestras liberaron aproximadamente el 3,5 % del contenido total de Li tras un año de interacción. Sin embargo, al ser lixiviadas a 80 °C, la respuesta de cada muestra fue distinta. Durante las primeras tres horas, la liberación de Li a 80 °C fue menor que a temperatura ambiente. A



partir de este punto, solo la muestra C15 mostró una mayor liberación a 80 °C y esta tendencia persistió hasta el final del experimento a los 15 días. Por el contrario, la muestra C16 mostró consistentemente una menor liberación 80 °C en comparación con su contraparte a temperatura ambiente (Fig. 2).

Conclusiones

Los resultados presentados en este estudio aportan información clave sobre los mecanismos que controlan la liberación de Li durante la interacción agua-sólido en cenizas volcánicas e ignimbritas. La lixiviación de estos materiales a distintas temperaturas evidencia cambios mineralógicos impulsados principalmente por la disolución incongruente de biotita y de arcillas interestratificadas I/S de tipo R0, lo que sugiere que la biotita actúa como una fuente primaria de Li durante el contacto con el agua. La lixiviación de las arcillas I/S de tipo R0 podría también favorecer la liberación de Li que se encuentra en sitios de intercambio. A temperaturas más elevadas, las capas de esmectita se disuelven más fácilmente y se transforman en fases más ordenadas, ricas en illita (R1). En las muestras que contienen mayor proporción del interestratificado I/S de tipo R1 neoformada, se observa una menor liberación de Li a alta temperatura, probablemente debido a que el elemento puede quedar en parte retenido por adsorción o incorporación estructural. Estos resultados contribuyen a comprender la dinámica del Li en las cuencas de salares de la región Altiplano-Puna, respaldando la hipótesis de que la liberación de Li se intensifica mediante la interacción de ignimbritas con agua caliente que circula en fracturas y emergen como manantiales en los márgenes de los salares. Las elevadas concentraciones de Li observadas en estos manantiales (28-298 mg L⁻¹; Del Bono y Lenardon, 2024; Borda et al., 2023) destacan la importancia de los procesos hidrotermales en la movilización desde las ignimbritas.

Referencias bibliográficas

- Borda, L., Godfrey L., Del Bono, D., et al. (2023). Low-temperature geochemistry of B in a hypersaline basin of Central Andes: Insights from mineralogy and isotopic analysis ($\delta^{11}\text{B}$ and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$). *Chemical Geology*, 635.
- Del Bono, D. & Lenardon, M. (2024). Hidrogeoquímica de la cuenca del Salar de Olaroz, Jujuy, Argentina y su influencia en la dinámica del litio. *31ª Jornadas de Jóvenes Investigadores*. Universidad de la República de Uruguay. Montevideo-Uruguay.
- García, M., Borda, L., Godfrey, L., et al. (2020). Characterization of lithium cycling in



the Salar de Olaroz, Central Andes, using a geochemical and isotopic approach. *Chemical Geology*, 531.

Godfrey, L., Herrera, C., Gamboa, C., et al. (2019). Chemical and isotopic evolution of groundwater through the active Andean arc of Northern Chile. *Chemical Geology*, 518, 32–44.

Graham, J., Rupp, J. & Brungard, E. (2021). Lithium in the Green Energy Transition: The Quest for Both Sustainability and Security. *Sustainability*, 13.

Greim, P., Solomon, A. & Breyer, C. (2020). Assessment of lithium criticality in the global energy transition and addressing policy gaps in transportation. *Nature Communications*, 11.

Moore, D. & Reynolds, R. (1997). X-ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals. *Oxford University Press*, 0–322.

Rietveld, H. (1969). A profile refinement method for nuclear and magnetic structures. *Journal of Applied Crystallography*, 2, 65–71.

Rudnick, R. & Gao, S. (2014). Composition of the Continental Crust. En Holland, H. D. y Turekian, K. K. (Eds.), *Treatise on Geochemistry* (1-51). Elsevier.

Teng, F., McDonough, W., Rudnick, R., et al. (2004). Lithium isotopic composition and concentration of the upper continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(20), 4167-4178.

Eje temático 11

GEOQUÍMICA ISOTÓPICA



VII REUNIÓN ARGENTINA DE
GEOQUÍMICA DE LA SUPERFICIE

VII RAGSU

26, 27 y 28 de Noviembre 2025



ASSESSING GROUNDWATER INFLOW IN A SMALL MOUNTAIN RIVER UNDER ANTHROPIC STRESS (SIERRAS PAMPEANAS)

ESTIMACIÓN DE LA DESCARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA EN UN RÍO DE MONTAÑA PERTURBADO ANTRÓPICAMENTE (SIERRAS PAMPEANAS)

Campodonico, Verena A.^{1,2}; Pasquini, Andrea I.^{1,2}; Lecomte, Karina L.^{1,2}; Álvarez, Brenda Y.¹; García, M. Gabriela^{1,2}

¹Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina. ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC).

vcampodonico@unc.edu.ar

Abstract

The surface water - groundwater interactions in a small anthropically affected mountain watershed (Salsipuedes River) in the Sierras Pampeanas (central Argentina) were analyzed and quantified by means of ^{222}Rn mass balance modeling. Moreover, its implications in hydrochemistry and water quality were examined. Surface waters, springs and groundwater were sampled during the 2021–2022 hydrological year. The studied waters are alkaline and of the bicarbonate - calcium type, with no spatial or seasonal variations. ^{222}Rn modeling indicates that near the headwaters, the Salsipuedes River recharges the aquifer, whereas downstream the river acts as a gaining stream. Anthropic influence is noticeable in nitrate concentrations, derived from domestic wastes and septic tanks. The highest concentrations of these ions in surface waters are found in the urbanized area, where the river stretch corresponds to a gaining stream, reflecting that even small amounts of groundwater inputs can alter the chemical composition of streams.

Keywords: *Environmental tracers, ^{222}Rn mass balance, Hydrochemistry, Anthropic pollution.*

Introduction

Surface water - groundwater interactions in rivers are one of the factors controlling their hydrological, hydrochemical and ecological functioning (e.g., Valett and Reinhold, 2022), particularly in arid and semiarid regions where water is scarce. Understanding the relationship between both reservoirs of the hydrologic cycle is crucial to water management, especially to predict their response to climate change, changes in land use, and water extraction in the current global change scenario. The knowledge of the hydrological dynamics is also important to assess water quality degradation, particularly in urbanized areas. Several methods can be employed to quantify surface water -



groundwater interactions. Among them, environmental tracers such as ^{222}Rn have been widely used for this purpose in rivers (e.g., Cook et al., 2006; Campodonico et al., 2015; Ortega et al., 2015; Martinez et al., 2023).

In this study, the surface water - groundwater interactions using ^{222}Rn , and their implications for water quality were examined in a small human-disturbed mountain watershed (the Salsipuedes River basin) in the Sierras Pampeanas. The Salsipuedes River basin is located in the eastern slope of the Sierras Chicas ($30^{\circ} 58' \text{ S}$, $64^{\circ} 09' \text{ W}$, Fig. 1a). Its headwaters are located near El Cuadrado hill, at 1250 m a.s.l. The river drains the foothill and crosses the Salsipuedes city (the main urbanized area of the basin), infiltrating before reaching the plain. It mainly drains over the Candonga pluton (Ordovician), which is dominantly a monzogranite (Candiani et al., 2024, Fig. 1a). The watersheds of the Sierras Chicas are experiencing a profound crisis in relation to the availability, distribution and use of water within the context of the current territorial growth, which is exacerbated by several problems that affect the natural basins recharge, such as recurrent fires, the growing urban developments at different scales (housing plans and gated communities, open lots, and resorts), deforestation and extractive activities. The population of Salsipuedes city (Fig. 1a) has grown significantly over the past two decades, increasing from 6,411 inhabitants in 2001 to 15,882 inhabitants in 2022 (<https://www.indec.gob.ar/>). The region's climate is continental, ranging from semihumid to semiarid. Mean annual temperature varies between 14 and 17 °C, and the irregular distribution of annual precipitation is a typical feature. About 80 % of annual rainfall occurs during the austral summer. Mean annual precipitation registered at La Quebrada Dam (located in Río Ceballos, ~3 km from Salsipuedes city) for the record period 1960–2023 was 949 mm. The wet season extends from October to April, and accounted for 854 mm in the same record period, whereas the dry season is from May to September.

Materials and Methods

Surface water samples were collected from the Salsipuedes River ($n = 6$) along approximately 12 km of the river channel, in September 2021 (dry season) and April 2022 (wet season). In addition, spring water ($n = 2$) and groundwater ($n = 5$) samples from available domestic wells (from 2 to 10 m below the surface) were also collected during both samplings. To ensure that groundwater contribution to streamflow was dominant, both sampling campaigns were preceded by a period of at least seven consecutive days without rain events. At each river sampling station, flow velocity was measured using a



hydrometric windlass coupled to a data logger and the channel section was determined by measuring channel depth and width. Physico-chemical parameters were measured in the field (pH, temperature, electrical conductivity –EC–, oxidation-reduction potential, and alkalinity) by means of standardized methods (e.g., Baird et al., 2017). After collection, samples were filtered through 0.22 μm cellulose acetate membrane filters and divided into two aliquots in polyethylene bottles. The aliquot used for major cations determination was acidified to $\text{pH} < 2$ with ultrapure HNO_3 . Cations were measured by ICP-OES (inductively coupled plasma–optical emission spectrometry), and anions (Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , F^- , and SO_4^{2-}) were determined by chemically suppressed ion chromatography with conductivity detection.

^{222}Rn concentrations in water were measured in situ using a RAD-7 equipment (DurrIDGE Inc.) For surface waters the air–water exchanger (RAD-AQUA; DurrIDGE Inc.) was employed, and river water was pumped using a bilge pump. As the ^{222}Rn partitioning between gas and liquid phases is controlled by temperature, the solubility coefficients were determined by continuous temperature measurements performed using a HOBO data logger. Temperature corrections were made using the Fritz Weigel equation. ^{222}Rn concentrations in groundwater samples were measured using the RAD-H2O accessory (DurrIDGE Inc.), a stainless steel aerator coupled with a 250 mL glass bottle. Data was also corrected for humidity automatically by the equipment. The surface water–groundwater exchange in the Salsipuedes River was estimated using a conceptual ^{222}Rn mass balance equation proposed by Hamada (1999).

Results

Salsipuedes River waters are slightly alkaline (with pH values between 8.3 and 8.8), and do not show significant seasonal or spatial variation of pH. Eh values in the Salsipuedes River indicate oxidant conditions during both seasons. A seasonal variation was identified in EC, with lower values during the wet season than during the dry season due to the dilution effect. Besides, EC increased downflow from 321 to 446 $\mu\text{S cm}^{-1}$ in the dry season and from 281 to 349 $\mu\text{S cm}^{-1}$ in the wet season. Groundwaters and springs are circumneutral to slightly alkaline (mean pH 7.4), with EC values of 483 and 443 $\mu\text{S cm}^{-1}$ during dry and wet seasons, respectively. Eh values in groundwaters and springs also indicate oxidant conditions during both seasons.

Based on their major chemical composition and following Piper's classification, the surface waters of the Salsipuedes River are of the bicarbonate-calcium type (Fig. 1b).



This geochemical type was also determined for samples from the 2010–2011 hydrological year (Formica et al., 2015), implying that the major chemical signature of the Salsipuedes River's waters remains temporally, seasonally and spatially constant (Fig. 1b).

Nitrate is a typical anthropogenic contaminant to natural waters, and its main sources include agricultural runoff (from fertilizers and animal manure), septic systems, wastewater treatment plants, and industrial processes. In groundwater, NO_3^- is highly soluble and does not easily bond to soil particles, which makes it highly mobile. NO_3^- levels in uncontaminated groundwater typically remain below 10 mg L^{-1} , a threshold often used to distinguish between natural background levels and potential contamination (Chilton, 1996). During the dry season, NO_3^- concentrations in the headwaters of the Salsipuedes River fall below detection limits, but they increase downstream, reaching a peak of around 10 mg L^{-1} . NO_3^- concentrations also increase downstream in the wet season, but the levels are significantly lower, with the maximum barely exceeding 2 mg L^{-1} . In groundwater, NO_3^- concentrations were higher than those determined in surface waters. During the dry period, NO_3^- was generally below 10 mg L^{-1} , except in two samples, with values of 22 and 35 mg L^{-1} . In the wet season, a notable increase in the concentrations of NO_3^- was observed in two wells, with one case exceeding the guideline value for drinking water, reaching more than 67 mg L^{-1} . The specific conditions in the watershed suggest that in the urbanized area, NO_3^- is mainly supplied by anthropogenic sources. However, in the headwaters, which correspond to a protected area with conserved patches of native vegetation and poorly developed soils with typically low organic matter contents, the N-species derive primarily from natural sources.

The ^{222}Rn activities were in a range of $697\text{--}1105 \text{ Bq m}^{-3}$ in the Salsipuedes River during the dry season, and increased to $807\text{--}2805 \text{ Bq m}^{-3}$ in the wet season. The ^{222}Rn activities in groundwater samples were 1–2 orders of magnitude higher than in surface waters, with values of $\sim 35700 \text{ Bq m}^{-3}$ in the dry season, increasing to $\sim 54393 \text{ Bq m}^{-3}$ in the wet season. The high ^{222}Rn concentrations in groundwaters confirm that the phreatic aquifer is composed of fractured U-rich granite.

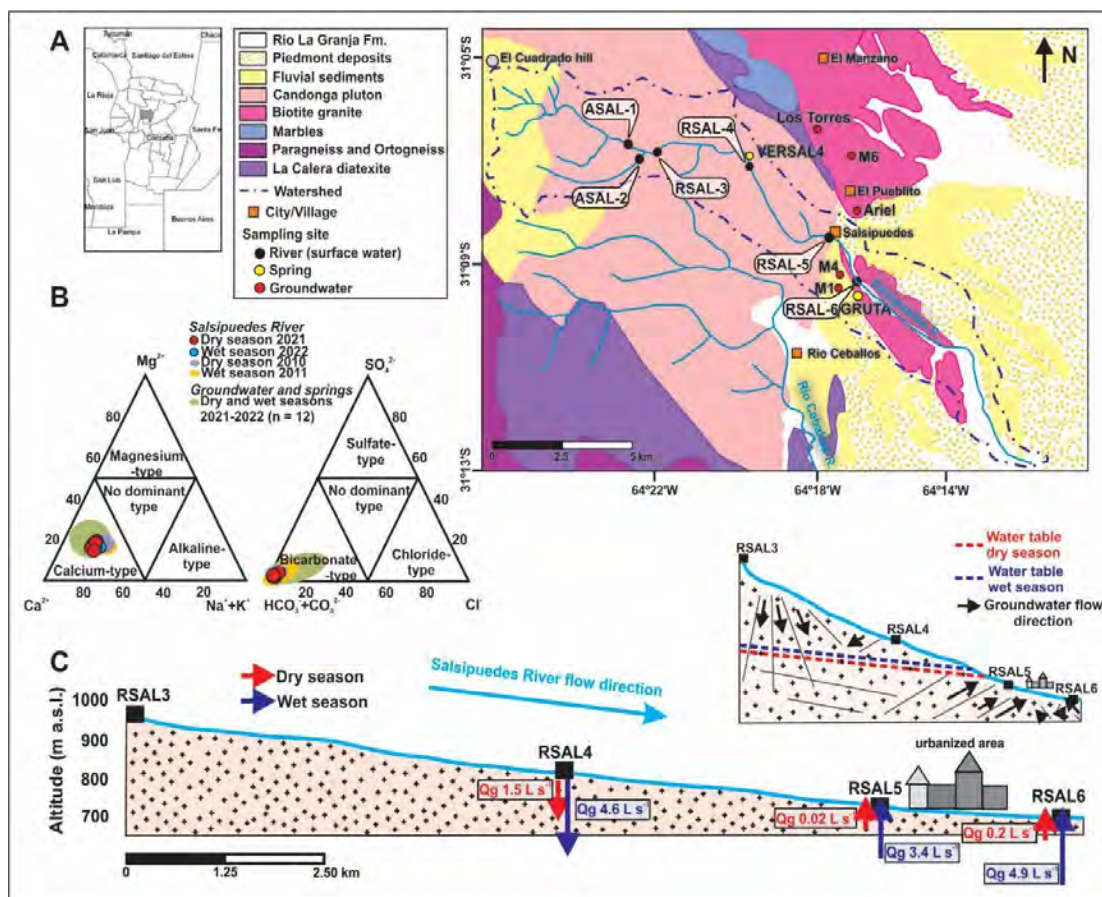


Figure 1. a) Schematic geological map of the Salsipuedes River watershed and location of sampling sites. b) Piper diagram showing the chemical classification of the Salsipuedes River waters, as well as the associated springs and groundwater. Data of 2010 and 2011 from Formica et al. (2015). c) Longitudinal profile of the Salsipuedes River, showing the surface water - groundwater interactions and the results of the mass balance model (left); and schematic diagram for illustrative purposes of the hydrogeological interactions that occur in the fractured media in the analyzed section (right). The groundwater flow direction and the water table position during both seasons are schematically represented. Qg is groundwater discharge.

The longitudinal river profile of figure 1.c shows that during both seasons, the hydrologic system behaves similarly. Near the headwaters (at RSAL4 sampling station), the stream acts as a losing river (modeled negative values), whereas downstream, in the urbanized area (i.e., at RSAL5 and RSAL6), it functions as a gaining river (modeled positive values). Additionally, groundwater inflow into the Salsipuedes River slightly increases downstream at RSAL6. However, the magnitude of groundwater recharge/inflow was greater in the wet season than in dry season, likely due to a rise in the water table during the wet season when aquifer recharge occurs. In the dry season, the river loses 1.2 % of its discharge to the aquifer through the streambed near the headwaters, whereas groundwater inputs may account for less than 0.25 % of the total water inputs in the urbanized area. During the wet season, near the headwaters, the Salsipuedes River



recharges the aquifer, losing 2.4 % of its discharge. The gaining stretches downstream receive a groundwater inflow that accounts for 1.5 and 2.2 % of the total water inputs (Fig. 1c). In the urbanized area inflows reached up to $420.7 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ during the wet season of 2022.

Conclusions

Mass balance calculations indicate that near the headwaters, the Salsipuedes River behaves like a losing river, contributing 1.2 % and 2.4 % of its discharge to the aquifer through the streambed in the dry and wet seasons, respectively. This behavior is reversed downstream, in the urbanized area, where the Salsipuedes River turns into a gaining stream. In this river stretch, groundwater inputs account for less than 0.25 % of the total water inputs in the dry season, increasing to 1.5 and 2.2 % during the wet season. The anthropic intervention in the basin is clearly reflected in the water chemistry, and also controlled by the surface water – groundwater interactions. The highest concentrations of NO_3^- , derived from domestic sewage, were detected in the urbanized area, precisely where the river stretch corresponds to a gaining stream. This study highlights that small anthropically disturbed mountain watersheds with growing urban developments, like the Salsipuedes River basin, are sensitive systems, where not only the quantity of water is compromised, but also its quality, as even slight amounts of groundwater inputs can alter the chemical composition of streams.

References

- Baird, R. B., Eaton, A. D. & Rice, E. W. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation.
- Campodonico, V. A., García, M. G. & Pasquini, A. I. (2015). The dissolved chemical and isotopic signature downflow the confluence of two large rivers: the case of the Paraná and Paraguay rivers. *Journal of Hydrology*, 528: 161–176.
- Candiani, J. C., Miró, R. C., Gaido, M. F., et al. (2024). *Hoja Geológica 3163-III Córdoba, provincia de Córdoba* (Vol. 441). Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Instituto de Geología y Recursos Minerales. Argentina.
- Chilton, J. (1996). Groundwater. Chapter 9. In: Chapman, D. (Ed.). *Water Quality Assessments*. UNESCO/WHO/UNEP, E & FN SPON. London.



Cook, P. G., Lamontagne, S., Berhane, D., et al. (2006). Quantifying groundwater discharge to Cockburn River, southeastern Australia, using dissolved gas tracers ^{222}Rn and SF_6 . *Water Resources Research*, 42, W10411.

Formica, S. M., Sacchi, G. A., Campodonico, V. A., et al. (2015). Modelado de calidad de agua en cuencas de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(4), 327–341.

Hamada, H. (1999). Analysis of the interaction between surface water and groundwater using Radon-222 *Japan Agricultural Research Quarterly*, 33, 261–265.

Martinez, D. E., Quiroz Londoño, O. M., Grondona, S., et al. (2023). A multi-tracer approach to quantifying groundwater discharge in flat areas. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 101018.

Ortega, L., Manzano, M., Custodio, E., et al. (2015). Using ^{222}Rn to identify and quantify groundwater inflows to the Mundo River (SE Spain). *Chemical Geology*, 395, 67–79.

Valett, M. & Reinhold, A. M. (2022). Groundwater and surface water interaction. In: Thomas Mehner, T. & Tockner, K. (Eds.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 348–362). Elsevier.



INTERACCIÓN AGUA SUPERFICIAL-SUBTERRÁNEA EN LAGUNAS SOMERAS DE UNA REGIÓN AGROPECUARIA PAMPEANA

SURFACE WATER-GROUNDWATER INTERACTIONS IN SHALLOW LAKES OF THE PAMPEAN AGRICULTURAL REGION

Martin, M. Eugenia¹; Campodonico, Verena A.¹; Lecomte, Karina L.¹; Pasquini, Andrea I.¹

¹Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina. ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC).

m5.eugenia.martin@gmail.com.

Resumen

El análisis de la interacción agua superficial-subterránea resulta importante bajo el actual escenario de cambio global, sobre todo en regiones con expansión de la frontera agrícola. En este estudio se analizó la hidroquímica y la señal isotópica estable de dos lagunas pampeanas del sur de Córdoba, para evaluar su dinámica y cuantificar la descarga subterránea mediante balance de masas ($\delta^{18}\text{O}$). La laguna Estancia La Goya y el agua subterránea asociada (freática) son salinas cloruradas sódicas, y la laguna Médano de Castro, al igual que su freática, son salobres bicarbonatadas sódicas. Estancia La Goya recibe una descarga de agua subterránea regional, de $2,1 \text{ cm mes}^{-1}$ y es de tipo terminal. Médano de Castro es de flujo continuo y recibe una descarga de $10,8 \text{ cm mes}^{-1}$, principalmente de fuentes locales alojadas en las dunas adyacentes. Ambas lagunas tienen un tiempo de residencia menor a 1 año, indicando un intercambio constante de agua.

Palabras clave: *Hidroquímica, Trazadores isotópicos, Relación agua superficial-subterránea, Balance de masas.*

Introducción

En el escenario actual de cambio global, el cambio climático y el cambio en el uso del suelo están alterando el balance hidrológico natural, modificando la relación agua superficial-subterránea y la calidad del agua. En el caso de sistemas lacustres, los cambios en dichas interacciones pueden modificar su estado trófico y balance hídrico, incluso causando la pérdida de cuerpos de agua. Entre los diferentes enfoques que permiten estimar la descarga de agua subterránea en sistemas lacustres, los trazadores isotópicos son comúnmente utilizados (por ej., Campodonico et al., 2019, Echegoyen et al., 2022). En este trabajo se analizaron las lagunas Estancia La Goya ($0,18 \text{ km}^2$) y Médano de Castro ($0,55 \text{ km}^2$) en la Llanura Pampeana, al sur de la provincia de Córdoba (Fig. 1). Estas



lagunas están localizadas en la cuenca del río Carcarañá, sub-cuenca del canal Devoto, donde la Sierra de Comechingones constituye la zona de recarga regional del agua subterránea, mientras que la depresión del sistema lacustre La Chanchera-La Brava constituye la zona de descarga (Fig. 1; Degiovanni et al., 2005). Las lagunas se encuentran alojadas en cubetas de deflación sobre arenas finas y limos, son someras y polimícticas y no están interconectadas por drenaje superficial natural (Degiovanni et al., 2005). En las adyacencias de la laguna Médano de Castro se desarrollan dunas longitudinales. La región está extensamente canalizada artificialmente para profundizar el nivel freático y expandir la frontera agrícola-ganadera, aunque las lagunas aquí analizadas no están interconectadas antrópicamente. El clima de la región es mesotermal húmedo sub-húmedo, con poca o nula deficiencia de agua. La precipitación media anual es de 882 mm (datos de <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/crtem/ge/> y <https://newmagya.omixom.com/>), con una estación húmeda de octubre a abril (> 80 % de la precipitación anual) y una estación seca de mayo a septiembre. Las lagunas estudiadas se muestrearon en la estación seca del año hidrológico 2021-2022. Los objetivos de este estudio son caracterizar la hidroquímica de las lagunas Estancia La Goya y Médano de Castro y el acuífero freático asociado, y analizar la interacción laguna-agua subterránea, cuantificando la descarga a las lagunas con un modelo de balance de masas de isótopos estables.

Materiales y Métodos

En septiembre de 2021, se tomó una muestra de agua de la laguna Estancia La Goya y del acuífero freático, y siete muestras de agua de la laguna Médano de Castro, junto con dos muestras de agua de su acuífero freático (Tabla 1; Fig. 1). Se midieron in situ parámetros físico-químicos y alcalinidad (CaCO_3), y se recolectaron muestras para análisis de iones mayoritarios e isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) (Tabla 1). Los iones mayoritarios se determinaron por cromatografía iónica (CIQA-UTN y Labgeoquímica-CICTERRA) y los isótopos estables por espectroscopía láser (IMASL e INGEIS). Se usó el código PHREEQC para calcular los índices de saturación (IS) y determinar las fases minerales saturadas y subsaturadas. Aquellos minerales con IS entre -0,5 y 0,5 se consideran en equilibrio termodinámico con la solución, con $\text{IS} \geq 0,5$ están sobresaturados, y con $\text{IS} \leq -0,5$ subsaturados.

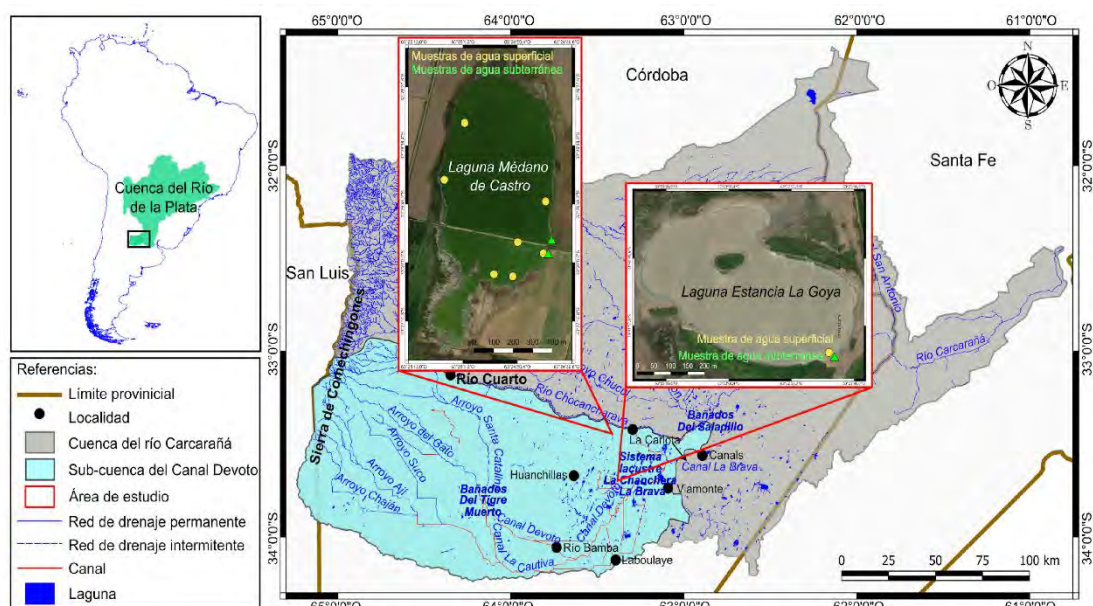


Figura 1. Ubicación de las lagunas Estancia La Goya y Médano de Castro en la cuenca del río Carcarañá.

La descarga de agua subterránea (G_i) a las lagunas (L) se cuantificó mediante un modelo basado en la ecuación general de balance de masas para agua en lagunas polimícticas, utilizando $\delta^{18}\text{O}$ como trazador (Gibson et al., 2016). G_i se calcula con las Ec. 1 y 2, asumiendo un estado estacionario:

$$G_i = (P \delta_P - E \delta_E - ((P-E) \delta_L)) / (\delta_L - \delta G_i) \quad (1)$$

$$\delta E = (((\delta L - \varepsilon +) / \alpha +) - h \delta A - \Delta \varepsilon) / (1 - h + 10^{-3} \Delta \varepsilon) \quad (2)$$

en donde P es precipitación, E es evaporación, δ es la composición isotópica de cada término, $\alpha +$, $\varepsilon +$ y $\Delta \varepsilon$ son factores de fraccionamiento isotópico, h es la humedad relativa normalizada a la temperatura de la superficie del agua y A es el vapor de agua atmosférico. La condición hidrológica y el tiempo de residencia del agua de las lagunas se estimaron de acuerdo a Gibson et al. (2016). La fracción del total de flujos entrantes que se pierde por evaporación (E/I) se calcula con la Ec. 3:

$$E/I = (\delta L - \delta I) / (m (\delta^* - \delta L)) \quad (3)$$

donde I representa el flujo entrante total, m es la pendiente de enriquecimiento temporal y δ^* es la composición isotópica a la que un cuerpo de agua se acercaría a medida que se seca bajo estado no-estacionario. Las lagunas de flujo continuo presentan valores de $0 < E/I < 1$, las terminales tienen un $E/I = 1$, y las lagunas en desecación tienen un $E/I > 1$. El tiempo de residencia del agua (τ) se estimó mediante la relación E/I (Ec. 4):

$$\tau = (E / I) (V / E) \quad (4)$$



donde V es el volumen de agua de la laguna. Se utilizaron imágenes satelitales Sentinel-2 junto con el software QGIS para estimar el área de las lagunas y calcular V.

Resultados

El agua de la laguna Estancia La Goya es salina, con pH alcalino. El acuífero freático asociado también es salino, aunque presenta una salinidad 3 veces menor que la de la laguna, con un pH circumneutral. La laguna y el acuífero freático presentan una abundancia relativa de cationes $\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$, y de aniones $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$, siendo aguas del tipo cloruradas sódicas. La laguna Médano de Castro es salobre y alcalina, al igual que el acuífero freático asociado. La abundancia relativa de cationes de la laguna y el acuífero es $\text{Na}^+ + \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$, y la de aniones es $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > \text{SO}_4^{2-}$ ó Cl^- , siendo las aguas del tipo bicarbonatadas sódicas (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros físico-químicos, iones mayoritarios e isótopos estables de las aguas superficial y subterránea.

	Laguna Estancia La Goya		Laguna Médano de Castro*	
	Agua superficial	Agua subterránea**	Agua superficial	Agua subterránea***
Temperatura (°C)	17,6	16,4	15,3	16,4
pH	9,1	7,6	10,6	8,1
Conductividad eléctrica (mS cm ⁻¹)	122,30	34,62	13,50	9,37
Sólidos totales disueltos (g L ⁻¹)	61,15	17,31	6,76	4,69
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	493,71	167,36	8,65	83,86
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	1377,09	272,04	3,10	89,17
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	31953,58	8576,52	3235,88	2327,73
K ⁺ (mg L ⁻¹)	543,36	169,55	115,60	76,96
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	427,00	829,60	4254,90	5051,10
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	270,00	0,00	849,86	0,00
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	31506,22	9137,36	1755,04	1349,94
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	28832,68	9685,88	1183,25	1016,26
δ ¹⁸ O (‰)	4,0	0,7	3,2	1,6
δ ² H (‰)	20	4	22	9
*Valores promedio. **Profundidad del pozo 0,7 m. ***Profundidad de los pozos de 0,9 y 1 m.				

Las aguas de las lagunas están sobresaturadas en carbonatos de Ca y Mg (calcita, aragonita, dolomita, huntita y magnesita), que son los primeros minerales en precipitar por procesos de evaporación. Los sulfatos de Ca (yeso y anhidrita), y un sulfato de Na (mirabilita), están en equilibrio termodinámico en Estancia La Goya, y subsaturados en Médano de Castro. En ambas lagunas los minerales subsaturados incluyen carbonatos de Na (termonatrita y natrón), sulfato de Na (thenardita), sulfato de Mg (epsomita) y cloruro de Na (halita). El diagrama de flujo de la evolución idealizada del agua por concentración



evaporítica de Eugster y Hardie (1978), predice que en Estancia La Goya la secuencia teórica de precipitación mineral es calcita/Mg-calcita/aragonita/dolomita $\rightarrow$ Mg-silicato $\rightarrow$ yeso $\rightarrow$ Mg-sulfatos $\rightarrow$ Na-sulfatos $\rightarrow$ Na-carbonatos $\rightarrow$ halita, y en Médano de Castro, calcita/Mg-calcita/aragonita/dolomita $\rightarrow$ Mg-silicato $\rightarrow$ magnesita $\rightarrow$ Na-carbonatos $\rightarrow$ halita. Estas secuencias se encuentran en concordancia con los IS de los minerales calculados para aguas que evolucionan por evaporación.

En relación a los isótopos estables, Cabrera et al. (2019) definieron la Recta Meteorica Local (RML) de Río Cuarto (localidad cercana al área de estudio, Fig. 1), con una ecuación $\delta^2\text{H} = 8,3 \delta^{18}\text{O} + 15,2$. En el diagrama $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ (no mostrado aquí), todas las aguas quedan graficadas hacia la derecha de la RML, indicando que las aguas están enriquecidas en isótopos pesados y son afectadas por evaporación. En las aguas subterráneas esto puede ocurrir cuando el nivel freático es somero.

La Tabla 2 lista los parámetros usados en los balances de masa de $\delta^{18}\text{O}$ (Ec. 1) y la estimación de la descarga de agua subterránea hacia las lagunas, en la estación seca. Temperatura, h y P corresponden a las medias mensuales de estaciones meteorológicas de la región (Laboulaye, La Carlota, Viamonte, Canals, Huanchillas, Río Bamba; Fig. 1), en septiembre de 2021. El parámetro E se calculó como la evapotranspiración estacional media, en las mismas estaciones meteorológicas (datos de <https://newmagya.omixom.com/>), multiplicando los valores por un factor de 1,05 para adaptarlos a la superficie del agua. Los δP estacionales medios de Río Cuarto fueron obtenidos de la Red Mundial de Isótopos de Precipitación (GNIP, por sus siglas en inglés).

En la laguna Estancia La Goya la descarga de agua subterránea en la estación seca fue de $2,1 \text{ cm mes}^{-1}$ y en Médano de Castro de $10,8 \text{ cm mes}^{-1}$, estimaciones de un orden de magnitud similar a otras lagunas pampeanas (Campodonico et al., 2019, Echegoyen et al., 2022). Estancia La Goya presenta una relación E/I de 0,98, siendo de tipo terminal. La evaporación es el único proceso que equilibra los ingresos de agua (precipitación y flujos subterráneos), ejerciendo gran influencia en el balance hidrológico. Por el contrario, Médano de Castro tiene una la relación E/I de 0,40, siendo de flujo continuo. En estas lagunas sin drenaje superficial, la descarga de agua subterránea evita su desecación. Además, en base a la señal hidroquímica e isotópica, se puede inferir que en Estancia La Goya, la descarga de agua subterránea de tipo clorurada sódica sería regional. Por el contrario, en la laguna Médano de Castro, el aporte de aguas subterráneas



bicarbonatadas sódicas tendría un origen local desde las dunas circundantes, cuya recarga es de agua de lluvia. El tiempo de residencia del agua de ambas lagunas es de 0,2 años en la estación seca, indicando un intercambio de agua constante.

Tabla 2. Parámetros usados en el cálculo de balance de masa de $\delta^{18}\text{O}$ y estimación de descarga de agua subterránea en las lagunas Estancia La Goya y Médano de Castro en la estación seca (septiembre de 2021).

Laguna	T (K)	h	α^+ (^{18}O)	ε^+	$\Delta\varepsilon$	$\delta_{\text{A}}^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta_{\text{P}}^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta_{\text{E}}^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta_{\text{L}}^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta_{\text{Gi}}^{18}\text{O}$ (‰)	P (mm mes ⁻¹)	E (mm mes ⁻¹)	G _i (cm mes ⁻¹)
Ea. La Goya	284,1	0,68	1,01	10,63	4,59	-15,1	-4,7	-2,9	4,0	0,7	38	58	2,1
Médano de Castro	284,1	0,68	1,01	10,63	4,59	-15,1	-4,7	-5,1	3,2	1,5	38	58	10,8

T: temperatura; h: humedad relativa normalizada a la temperatura de la superficie del agua; α^+ , ε^+ y $\Delta\varepsilon$: factores de fraccionamiento isotópico, siendo α^+ el factor en equilibrio en la interface aire-agua, ε^+ el factor en equilibrio y $\Delta\varepsilon$ el factor cinético; δ : composición isotópica de: A el vapor de agua atmosférico local, P precipitación, E evaporación, L laguna y G_i descarga de agua subterránea.

Conclusiones

La laguna Estancia La Goya es alcalina, salina y de tipo clorurada sódica, mientras que Médano de Castro es alcalina, salobre y de tipo bicarbonatada sódica. Ambas lagunas pampeanas están sobresaturadas en carbonatos de Ca y Mg, minerales que precipitan por evaporación. Si bien estas lagunas no están conectadas mediante una red de drenaje superficial, los balances de masa reflejan la importancia de la descarga de agua subterránea en la conservación de estos cuerpos lacustres. El análisis hidroquímico e isotópico permitió determinar que en la laguna Estancia La Goya la descarga de agua subterránea proviene de flujos regionales, mientras que en Médano de Castro es aportada por flujos locales (dunas). La laguna Estancia La Goya es de tipo terminal, mientras que Médano de Castro es de flujo continuo, ambas con tiempos de residencia del agua menores a 1 año. Comprender el funcionamiento hidrodinámico de este tipo de ambientes resulta clave para desarrollar estrategias de manejo del agua en cuencas bajo presiones antrópicas y climáticas en el escenario actual de cambio global.

Referencias bibliográficas

- Cabrera, A., Blarasin, M., Bécher Quinodoz, F., et al. (2019). The Local Meteoric Water Line in the Pampean Plain of Córdoba, Argentina. *Journal of Applied Geology and Geophysics*, 7 (5), 19-25.
- Campodonico, V.A., Dapeña, C., Pasquini, A.I., et al. (2019). Hydrogeochemistry of a



small saline lake: Assessing the groundwater inflow using environmental isotopic tracers (Laguna del Plata; Mar Chiquita system, Argentina). *Journal of South American Earth Sciences*, 95, 102305.

Degiovanni, S., Villegas, M., Blarasin, M., et al. (2005). *Hoja Geológica 3363-III, Río Cuarto, Provincia de Córdoba*. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín 349, Argentina.

Echegoyen, C. V., Campodonico, V., A., Lecomte, K. L., et al. (2022). Surface-water/groundwater exchange in a sand dune lake in the Dry Pampean Plain, Argentina: stable isotopic evidence. *Hydrogeology. Journal*, 30, 738-796.

Eugster, H. P. & Hardie, L. A. (1978). Saline lakes. En: A. Lerman (Ed.). *Lakes: Chemistry, Geology, Physics* (pp. 237-293). Springer-Verlag. Nueva York.

Gibson, J. J., Birks, S. J. & Yi, Y. (2016). Stable isotopes mass balance of lakes: a contemporary perspective. *Quaternary Science Reviews*, 131, 316-328.



EVALUACIÓN DE LA DESCARGA DE AGUA SUBTERRÁNEA EN MARISMAS DEL LITORAL SUR BONAERENSE

ASSESSMENT OF GROUNDWATER DISCHARGE IN COASTAL MARSHES OF SOUTHERN BUENOS AIRES

Carol, Elonora¹; Sancí, Romina²; Tanjal, Carolina¹; Acosta, Rosario¹; Galliari, Julieta¹

¹Centro de Investigaciones Geológicas. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de La Plata. ²Instituto de Geociencias Básicas, Aplicadas y Ambientales de Buenos Aires. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad de Buenos Aires. leocarol@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen

En el litoral de Bahía San Blas (Buenos Aires) se desarrollan ambientes de marismas salinas adyacentes a canales de marea que discurren entre depósitos de crestas de playa con agua dulce. Se presentan los primeros resultados de cuantificar, desde un enfoque isotópico, la descarga de agua subterránea que reciben las marismas desarrolladas en la planicie intermareal del canal Jabalí. Se realizaron 4 transectas paralelas al flujo subterráneo que interceptaron a las lentes de agua dulce, marismas y el canal Jabalí. El $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ de la marisma ($\sim -1,6\text{‰}$ y $-9,3\text{‰}$) responde a mezclas de agua mareal ($\sim 0,5\text{‰}$ y $2,6\text{‰}$) y subterránea ($\sim -5,43\text{‰}$ y $-32,7\text{‰}$) con aportes de agua dulce entre el 7-65 %. Situación similar se observó con los contenidos de ^{222}Rn en las marismas que reflejaron valores intermedios entre el agua subterránea ($66,4\text{ PCi/L}^{-1}$) y mareal ($1,1\text{ PCi/L}^{-1}$) con un componente de agua dulce entre el 19-62 %.

Palabras clave: Humedales costeros, Conectividad hidrológica, Isotopos estables, Isotopos radiactivos.

Introducción

Las marismas son ecosistemas ampliamente distribuidos en zonas intermareales a lo largo de las costas del mundo, principalmente en áreas de latitudes medias y altas (Adam, 2002). Asimismo, constituyen en el litoral atlántico argentino el principal ambiente de humedal costero alojando a numerosas zonas de reservas naturales y áreas protegidas (Canevari et al., 1998). A diferencia de los sistemas de playas dominados por arena, la evaluación de la descarga de agua subterránea hacia las marismas desde ambientes adyacentes a menudo se pasa por alto debido a la baja permeabilidad de los sedimentos finos que tienden a tener las planicies intermareales que las contienen (Guimond y Tamborski, 2021). Sin embargo, en marismas donde los sedimentos finos se combinan



con sedimentos gravosos la permeabilidad aumenta considerablemente permitiendo una mayor interacción del agua subterránea. En este sentido, la descarga de aguas subterráneas es una componente que puede adquirir relevancia en el funcionamiento hidrológico de las marismas (Zhand et al., 2024).

En el litoral de Bahía San Blas (Fig. 1) se desarrollan ambientes de marismas salinas adyacentes al canal Jabalí, el cual conforma un extenso canal de marea (16 km de largo) que sólo recibe aportes de agua superficial mareal, siendo en el área el régimen de tipo mesomareal semidiurno. El canal Jabalí discurre entre depósitos de crestas de playa depositadas en el Pleistoceno (al oeste del canal) y el Holoceno (al este del canal). Estas crestas de playa están compuestas por sedimentos gravosos con una matriz franco-arenosa, sobre los que se depositan en el sector sur campos de dunas compuestos por arenas (Carol et al., 2021). Si bien el clima en la región es semiárido y los excedentes hídricos son escasos (Galliari et al., 2021), la alta permeabilidad de los depósitos gravosos y arenosos que componen a las crestas de playa facilita la rápida infiltración del agua de lluvia, la cual se acumula subterráneamente en forma de lentes de agua dulce (Carol et al., 2021). El objetivo del trabajo fue evaluar los aportes de la descarga subterránea que reciben los ambientes de marismas desde las lentes de agua dulce adyacentes. Para ello, se estudiaron las marismas que se desarrollan en la planicie intermareal del canal Jabalí que limitan con depósitos de crestas de playa holocenas.



Figura 1. Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo.



Materiales y Métodos

Se generó una red de monitoreo de agua subterránea y superficial la cual se compone de 4 transectas paralelas al flujo subterráneo y que interceptan a las lentes de agua dulce, marismas y canal Jabalí (Fig. 1b). Los puntos de muestreo de agua subterránea comprenden perforaciones someras existentes dentro de las crestas de playa y perforaciones realizadas con barreno manual en la zona de marisma. En cada punto de muestreo se extrajeron muestras de agua para la determinación de isótopos estables de la molécula de agua ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$) y ^{222}Rn .

Los isótopos estables $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ fueron determinados en el Laboratorio de la Universidad Nacional de San Luis por espectrometría de masas utilizando un espectrómetro de masas de flujo continuo Thermo Finnigan MAT Delta Plus XL. Los resultados isotópicos se presentan como δ ‰, definido como $\delta = 1000 (R_s - R_r) / R_r$ ‰, donde δ es la desviación isotópica en ‰ en relación con el patrón V-SMOW (Gonfiantini, 1978), R es la relación isotópica ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), r la referencia internacional y s la muestra. La precisión analítica es de $\pm 0,5$ ‰ para $\delta^2\text{H}$ y $\pm 0,05$ ‰ para $\delta^{18}\text{O}$. Los valores isotópicos se compararon con la línea meteórica local $\delta^2\text{H} = 7,73 * \delta^{18}\text{O} + 8,89$ (Martínez et al., 2011), siendo éstos los datos más cercanos para una zona costera. Teniendo en cuenta que el sector de marismas recibe las contribuciones del drenaje de aguas subterráneas desde las crestas de playa y también del mar debido a la inundación del flujo de marea, se realizó una mezcla teórica (Ec. 1) entre ambos extremos. En la mezcla, un miembro final corresponde al valor isotópico medio de las muestras de los cordones litorales (C_{cp}), y el otro miembro corresponde a los valores promedio del agua de mar (C_m).

$$C_m = y C_{mar} + (1 - y) C_{cp} \quad \text{Ecuación 1}$$

donde C_m es la composición isotópica de la mezcla e (y) es el porcentaje de agua de mar (C_{mar}), y $(1-y)$ el porcentaje de agua dulce en las crestas de playa (C_{cp})

La actividad específica de ^{222}Rn en el agua (mar, canales, marismas, aguas subterráneas) se midió con el detector portátil RAD-7 (DurrIDGE Co., EE. UU.). Las actividades de ^{222}Rn en el agua fueron analizadas utilizando la extensión RAD-H₂O del RAD-7. Las mediciones se realizaron utilizando el protocolo WAT250 del detector RAD7. El RAD H₂O emplea un esquema de aireación en circuito cerrado, donde: (a) el radón se expulsa de una muestra de agua utilizando un kit de burbujeo, (b) el radón expulsado entra en la cámara del detector mediante circulación de aire, (c) el polonio desintegrado del radón se



recoge en un detector de estado sólido de silicio en un alto campo eléctrico, y (d) la concentración de radón se estima a partir de la tasa de conteo de polonio (DurrIDGE Radon Instrumentation, 2013). Después de 30 minutos, el RAD7 muestra la lectura promedio de radón a partir de cuatro ciclos de conteo.

Resultados

Los valores de isótopos estables muestran que los distintos grupos de muestras presentan una señal isotópica característica. Las muestras de agua subterránea de las crestas de playa son las que registran menor enriquecimiento isotópico con valores de $\delta^2\text{H}$ entre -30,29 y -35,73 ‰ y de $\delta^{18}\text{O}$ entre -5,14 y -5,86 ‰. Asimismo, en estas muestras se registra la menor variabilidad isotópica localizándose sobre la recta meteórica local (Fig. 2a). El agua de mar registró valores de ‰ cercanos a 0 en ambos isótopos, siendo el agua del canal de marea la más enriquecida con valores de $\delta^2\text{H}$ de 1,25 y 6,30 ‰ y de $\delta^{18}\text{O}$ de 0,30 y 1,25 ‰. Por su parte, las muestras de agua de la marisma registran valores isotópicos intermedios entre los del agua subterránea en las crestas de playa y el agua mareal ($\delta^2\text{H}$ entre -22,66 y -1,5 ‰ y de $\delta^{18}\text{O}$ entre -3,35 y -0,35 ‰). Estos valores isotópicos registrados en la marisma se alinean en el gráfico $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$ según una tendencia de mezcla de aguas entre los miembros extremos representados por el agua de mar y la composición isotópica promedio del agua subterránea de las crestas de playa (Fig. 2a). Las estimaciones de porcentajes de mezclas obtenidos a partir de la ecuación 1 indican que en el agua de la marisma existen aportes de agua desde las crestas de playa que varían entre 7 % y 65 %.

Respecto a los valores de ^{222}Rn (Fig. 2b) las muestras de agua subterránea en las crestas de playa presentaron la mayor actividad de ^{222}Rn , con un rango de 29,7 a 130,1 PCi/L⁻¹. En sentido opuesto, el canal de marea y el agua de mar mostraron los valores más bajos, entre 0,0 y 3,1 PCi/L⁻¹. La actividad de ^{222}Rn en las marismas reflejó valores intermedios entre el agua subterránea dulce de las crestas de playa (promedio de 66,49 PCi/L⁻¹) y el agua mareal (promedio de 1,1 PCi/L⁻¹), con un componente de agua subterránea dulce entre el 19 % y el 62 %.

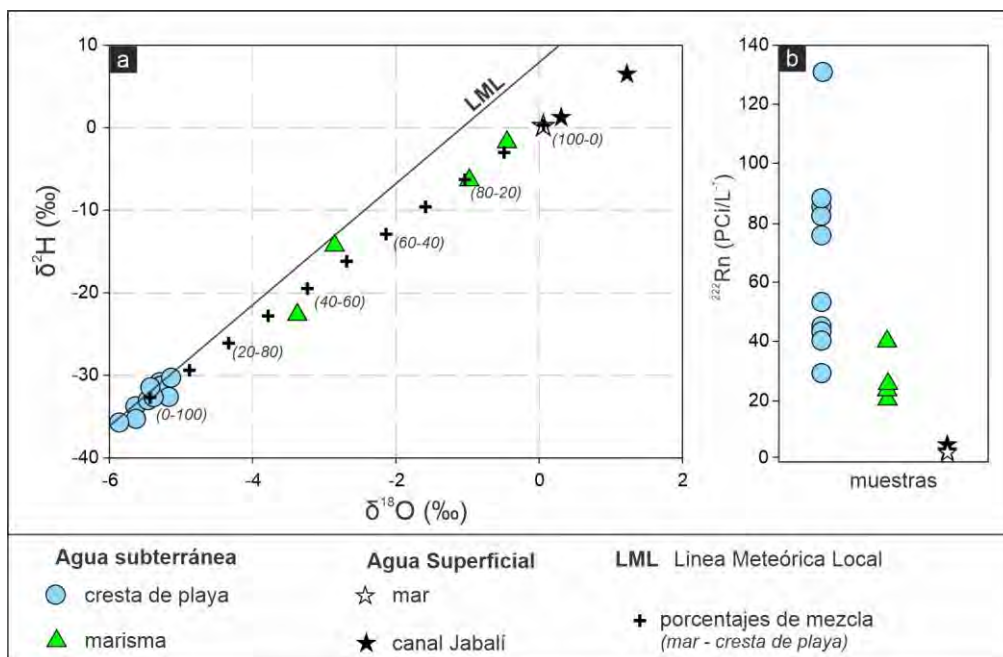


Figura 2. a) Relación $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$. b) Valores de ^{222}Rn .

Conclusiones

Se concluye que la firma isotópica proporciona claras evidencias de la presencia de descarga subterránea desde las crestas de playa hacia la marisma. En relación a los isótopos estables de la molécula de agua, los valores de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ en el agua subterránea de la marisma indican que la señal isotópica responde a mezclas de agua mareal con aportes en distintos porcentajes de descarga de agua subterránea desde las crestas de playa. Situación similar ocurre con los contenidos de ^{222}Rn del agua subterránea de la marisma que indican claramente aportes desde la descarga de agua subterránea desde las crestas de playa, registrándose en la marisma contenidos de ^{222}Rn elevados en comparación con los valores nulos registrados en el agua de mar.

Los casos de estudio como el presentado en este trabajo aportan a la generación de datos en ambientes de marismas donde los estudios de los aportes de agua desde la descarga de agua subterránea son escasos. Asimismo, ponen en evidencia la necesidad de realizar estudios hidrogeológicos integrales a la hora de estudiar los flujos de agua dentro de este tipo de humedales, donde no sólo se aborden los muestreos y mediciones en las marismas sino también a los ambientes hidrogeológicos adyacentes.

Agradecimientos

Los autores están muy agradecidos con la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de Argentina por el apoyo financiero brindado a este estudio a través de sus subsidios, PICT 2019-2421 y Pampa Azul A10.



Referencias bibliográficas

Adam, P. (2002). Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29, 39–61.

Canevari P., Blanco D. E., Bucher E., et al. (1998). *Los humedales de la Argentina: clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International Publ.

Carol, E., Alvarez M., Tanjal, C., et al. (2021). Factors controlling groundwater salinization processes in coastal aquifers in semiarid environments of north Patagonia, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 110, 103356.

Durridge Company Inc. (2013). *RAD-H₂O, 2013. User Manual. Radon in Water*. Durridge Company Inc. Billerica.
https://durridge.com/documentation/RAD_H2O_Manual.pdf.

Galliari, J., Santucci, L., Misseri, L., et al. (2021). Processes controlling groundwater salinity in coastal wetlands of the southern edge of South America. *Science of the Total Environment*, 754, 141951.

Gonfiantini, R. (1978). Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature*, 271(5645), 534–536.

Guimond, J. & Tamborski, J. (2021). Salt marsh hydrogeology: A review. *Water*, 13, 543.
<https://doi.org/10.3390/w13040543>.

Martínez, D. E., Quiroz, O. M., Dapeña, C., et al. (2011). Caracterización isotópica e hidroquímica de las precipitaciones en el sector sur de Tandilia. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Calidad y Contaminación de Agua Subterránea*. Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH), Grupo Argentino. Salta, Argentina.

Zhan, L., Xin, P., Chen, J., et al. (2024). Sustained upward groundwater discharge through salt marsh tidal creeks. *Limnology and Oceanography Letters*, 9(1), 62-69.



SEÑAL ISOTÓPICA ESTABLE DE UN RÍO DE MONTAÑA: SUBCUENCA DEL RÍO QUILPO, CÓRDOBA, ARGENTINA.

STABLE ISOTOPIC SIGNATURE IN A MOUNTAIN RIVER: THE RÍO QUILPO WATERSHED, CÓRDOBA, ARGENTINA.

Alvarez, Brenda Yamila¹; Campodonico, Verena Agustina^{1,2}; Martínez, Jorge Oscar^{1,2}

¹Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Argentina, ²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), Argentina.
brendayalvarez@unc.edu.ar

Resumen

Este estudio analiza la composición isotópica estable del agua (δ^2H y $\delta^{18}O$) en la subcuenca del río Quilpo, Sierras Pampeanas de Córdoba, con el objetivo de identificar patrones espaciales y estacionales en la señal isotópica y los procesos que la controlan. Se recolectaron muestras en 10 puntos distribuidos a lo largo de la subcuenca durante las estaciones seca y húmeda. Los resultados muestran un enriquecimiento en isótopos pesados durante la estación seca, atribuible a procesos de evaporación, y al efecto de la altitud, con valores más empobrecidos en las zonas más altas. Las aguas superficiales quedan representadas próximas a las líneas meteóricas global y local, sugiriendo un origen predominante meteórico. El exceso de deuterio también presentó variaciones estacionales. Un modelo de mezcla permitió estimar los aportes relativos de los ríos tributarios (ríos Pintos y San Gregorio) al río Quilpo en ambas estaciones.

Palabras clave: Sierras Pampeanas de Córdoba, Río de montaña, Isótopos ambientales, δ^2H y $\delta^{18}O$.

Introducción

Los isótopos estables del agua (δ^2H y $\delta^{18}O$) son herramientas ampliamente utilizadas en estudios hidrológicos y ambientales, ya que permiten rastrear fuentes y procesos (por ej., McDonnell, 2003). Su composición en la atmósfera se define por fraccionamientos durante el ciclo hidrológico y varía según factores como temperatura, altitud, latitud, continentalidad y clima (Dansgaard, 1964, Gat, 1996, Vitvar et al., 2005). Aunque a nivel mundial existen diversos trabajos de isótopos estables en ríos de montaña (Florea et al., 2017, Wang et al., 2022, entre otros), en los ríos que drenan las Sierras Pampeanas de Córdoba son escasos los antecedentes de estudios isotópicos. Entre ellos se puede citar el trabajo de Depetris (2024) y Martínez (2012) que incluyen el análisis de la composición isotópica estable de ríos y vertientes de la región del Batolito de Achala.



La zona de estudio corresponde a la subcuenca del río Quilpo, perteneciente a la cuenca del río Cruz del Eje, la cual se ubica en el faldeo occidental de las Sierras Chicas de Córdoba (Fig. 1). Según la clasificación de Koppen la zona presenta un clima Templado 'C' con un invierno seco 'w' y con un verano caluroso 'a' (Cui et al., 2021). Las precipitaciones medias anuales son de 680 mm (serie 1901-2021, CRU-TS), concentrándose el 80 % entre los meses de octubre y marzo. El río Quilpo se forma por la confluencia de los ríos San Gregorio, y Pintos. Debido a la distribución irregular de las precipitaciones y que son ríos de montaña, estos sistemas hídricos tienen un marcado comportamiento estacional, alcanzando su máximo caudal durante la época estival. Así, por ej., en el río Quilpo se midió un caudal de 267,4 L/s en la estación seca de 2018, mientras que, durante la estación húmeda de 2021, fue de 1926,20 L/s. Asimismo, en marzo de 2019, luego de un evento de precipitación, se midió un caudal de 9519,9 L/s. Este trabajo tiene como objetivo determinar la señal isotópica estable del agua superficial en la subcuenca y analizar los factores que controlan su variabilidad.

Materiales y Métodos

Para analizar la composición isotópica estable del agua se seleccionaron 10 puntos de muestreo, considerando las zonas alta, media y baja de la subcuenca. Se recolectaron muestras durante la estación seca (ES) (agosto de 2018) y húmeda (EH) (abril de 2021), junto con 1 muestra de un evento de precipitación tomada durante la estación seca, en las cercanías del Dique Cruz del Eje (Fig. 1).

Para las determinaciones analíticas de isótopos estables se tomaron muestras de agua sin filtrar en envases de polipropileno con inserto y tapa para evitar la presencia de aire en la muestra y se almacenaron a 4 °C. Las mismas fueron analizadas en el Laboratorio de Hidrogeología e Hidrología Isotópica (UNMDP) mediante un espectroscopio láser Los Gatos Research (LGR) modelo DLT-100. Los resultados isotópicos se expresan como δ , definido como:

$$\delta (\text{‰}) = \frac{R_s - R_p}{R_p} * 1000 \quad \text{Ec. (7.1)}$$

Donde, δ = desviación isotópica en ‰; S= muestra P= referencia internacional* R= relación isotópica ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$). *La referencia utilizada es el Vienna Standard Mean Ocean Water (VSMOW) (Gonfiantini, 1978).

Los errores analíticos fueron 0,15 ‰ y 1,0 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, respectivamente.



Asimismo, se determinó el exceso de deuterio (d) utilizando la ecuación definida por Dansgaard (1964):

$$d = \delta^2H - 8 * \delta^{18}O \quad \text{Ec. (7.2)}$$

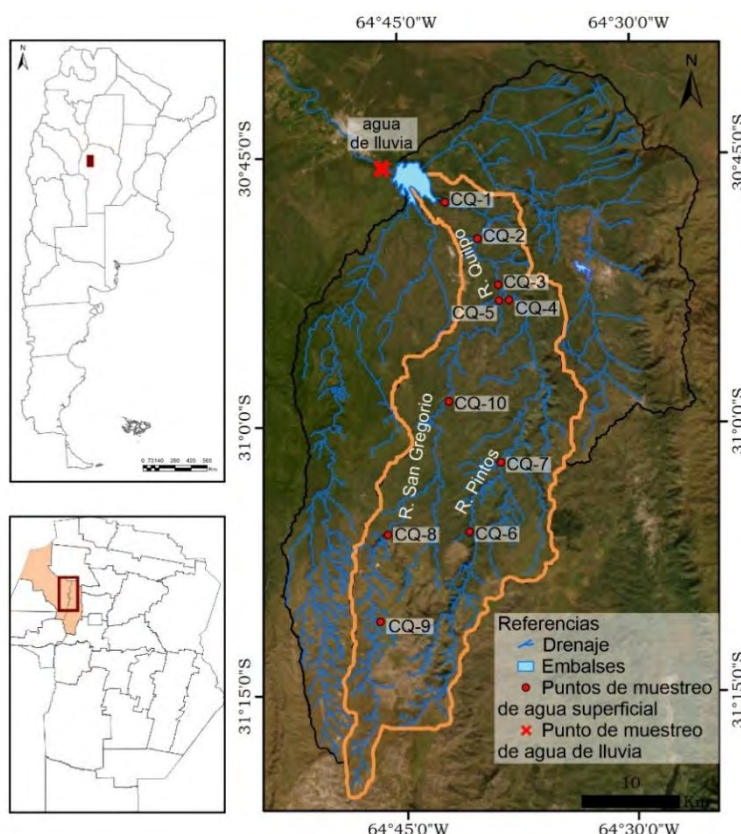


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio (izquierda), y subcuenca del río Quilpo con un detalle de los puntos de muestreo (derecha). Los límites de la subcuenca Quilpo están marcados en naranja, mientras que los límites de la cuenca del río Cruz del Eje en color negro.

Resultados

En la subcuenca del río Quilpo, los valores de $\delta^{18}O$ varían entre $-4,94$ y $-6,04$ ‰ en la EH, y entre $-2,69$ y $-4,96$ ‰ en la ES. Los de δ^2H entre $-27,7$ y $-34,4$ ‰ en la EH y entre $-19,00$ y $-29,00$ ‰ en la ES. Por último, los de d varían $14,88$ y $11,76$ ‰ en la EH y entre $10,58$ y $2,52$ ‰ en la ES. Estos valores evidencian una variación estacional, reflejada en valores más enriquecidos de isótopos pesados durante la ES.

La figura 2a. muestra el diagrama δ^2H vs. $\delta^{18}O$ donde se han representado las muestras de la subcuenca, para las estaciones seca y húmeda, junto con la recta meteórica mundial y la recta meteórica local (LMWL) correspondiente a la estación de la cuenca del río La Suela ($30^{\circ}35'S$ y $64^{\circ}35'W$), la cual se encuentra próxima al área de estudio (Dapeña,



2008). En el diagrama se observa que las aguas de los ríos quedan representadas próximas a la GMWL y a la LMWL, sugiriendo que las aguas reflejan principalmente la composición de las precipitaciones de la región. Asimismo, las muestras de la estación húmeda se ubican por encima de la GMWL, mientras que las de la estación seca quedan representadas por debajo de la misma. Este enriquecimiento de isótopos pesados durante la estación seca puede atribuirse a una mayor influencia de los procesos de evaporación y el consecuente fraccionamiento cinético. A partir de estas muestras es posible trazar la línea de evaporación local (LEL), que responde a la ecuación: $\delta^2H = 4,44 \delta^{18}O + 5,95$.

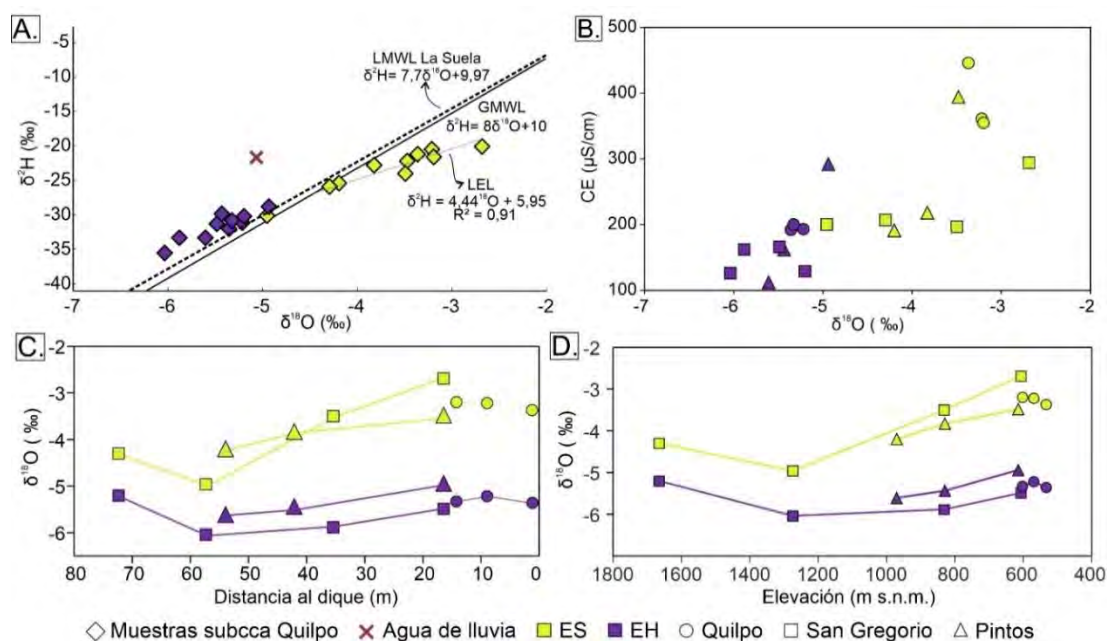


Fig. 2. a) Diagrama de δ^2H vs. $\delta^{18}O$ de las muestras de la subcuenca Quilpo durante la estación seca y la estación húmeda. Se incluyen la recta meteórica global y la recta meteórica local de la cuenca del río La Suela (Dapeña, 2008). b) Gráfico de dispersión CE vs. $\delta^{18}O$. c) Variación de $\delta^{18}O$ en el sentido del flujo. d) Variación de $\delta^{18}O$ en función de la elevación (altitud).

En la figura 2b. se observa una relación directa entre la CE y $\delta^{18}O$, indicando que la evaporación es el principal proceso que controla la composición isotópica y la concentración de solutos. Asimismo, se observa un enriquecimiento en sentido longitudinal de $\delta^{18}O$ en ambas estaciones (aguas abajo), siendo más evidente durante la estación seca (Fig. 2c). Esto es atribuible a fenómenos de evaporación en el sentido del flujo, lo que provoca la remoción del isótopo liviano y el consiguiente aumento relativo del isótopo pesado. Asimismo, se analizó la variación del $\delta^{18}O$ en función de la altitud (Fig. 2d), mostrando un empobrecimiento de $\delta^{18}O$ en las zonas más altas de la subcuenca. Este efecto altitudinal se debe a la disminución de la presión con la altitud junto con el descenso de la temperatura, favoreciendo la condensación y produciendo un



empobrecimiento de los isótopos pesados de oxígeno e hidrógeno en el agua de lluvia (Mook, 2002).

El exceso de deuterio (d) también muestra variaciones estacionales, con valores medios de 13,10 ‰ durante la estación húmeda y de 7,12 ‰ durante la estación seca. En la estación húmeda se observan valores de exceso de deuterio superiores a +10 ‰, acorde con la proveniencia de las masas de aire continentales que reciclan el vapor de agua, provocando así un aumento en los valores de d en comparación con la fuente original. Esto fue también reportado por Depetris (2024) para ríos y vertientes del Batolito de Achala.

Es posible que la composición isotópica de las aguas superficiales refleje la influencia de ciertos forzantes climáticos tales como el fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENOS). Durante la toma de muestras en estación seca, la región estaba afectada por la fase ‘El Niño’, pudiendo generar señales isotópicas un poco más enriquecidas que las normales, mientras que, para el muestreo en estación húmeda, la región se encontraba afectada por la fase de ‘La Niña’, otorgando así valores más empobrecidos que los normales. Sin embargo, esta hipótesis debería ser testada mediante un monitoreo periódico.

El isótopo estable $\delta^{18}\text{O}$ ha sido utilizado en diversos estudios para determinar la mezcla de aguas luego de la confluencia de dos ríos (por ej. Kabeya et al., 2008). En este trabajo se realizó un modelo de mezcla para determinar el aporte de los ríos tributarios Pintos y San Gregorio que confluyen para formar el río Quilpo. Este modelo indica que durante la estación seca el río Pintos (CQ-4) aporta el 65 % del caudal, mientras que el río San Gregorio (CQ-5) el 35 % restante. Por el contrario, durante la estación húmeda la situación se revierte y el río Pintos aporta el 29 %, mientras que el río San Gregorio aporta el 71 % restante.

Conclusiones

El análisis isotópico permitió determinar la existencia de una marcada variación estacional en la señal isotópica estable de un río de montaña de las Sierras Pampeanas de Córdoba, con enriquecimiento en isótopos pesados durante la estación seca, asociado principalmente a procesos de evaporación. Asimismo, se observó el efecto de la altitud en los isótopos estables, en concordancia con lo determinado en otros sistemas hídricos de montaña. Las relaciones entre CE y $\delta^{18}\text{O}$ sugieren que la evaporación no solo modifica



la señal isotópica, sino también la concentración de solutos en el sistema. La aplicación del modelo de mezcla indica dinámicas hidrológicas diferenciales en los aportes de los afluentes principales. Durante la estación húmeda el río San Gregorio incrementa notablemente su caudal, aportando un mayor volumen de agua al río Quilpo. La contribución de este trabajo constituye una base valiosa para estudios futuros relacionados con la señal isotópica de ríos de montaña y del funcionamiento hidrológico de esta región serrana bajo un régimen semiárido.

Referencias bibliográficas

Cui, D., Liang, S. & Wang, D. (2021). Observed and projected changes in global climate zones based on Köppen climate classification. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 12(3), e701.

Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16, 436–468.

Dapeña, C. (2008). *Isótopos Ambientales livianos: su aplicación en hidrología e hidrogeología*. [Tesis Doctoral, Inédita]. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

Depetris, P. (2024). Reviewing early chemical weathering in the Achala Batholith (Sierras Pampeanas, Córdoba, Argentina). *Sustainable Water Resources Management*, 10(5), 173.

Florea, L., Bird, B., Lau, J., et al. (2017). Stable isotopes of river water and groundwater along altitudinal gradients in the High Himalayas and the Eastern Nyainqentanghla Mountains. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 14, 37-48.

Gat, J. (1996). Oxygen and hydrogen isotopes in the hydrologic cycle. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 24, 225–262.

Gonfiantini, R. (1978). *Standards for stable isotope measurements in natural compounds*. *Nature*. 271(5645), 534-536.

Kabeya, N., Kubota, T., Shimizu, A., et al. (2008). Isotopic investigation of river water mixing around the confluence of the Tonle Sap and Mekong rivers. *Hydrological Processes*, 22, 1351- 1358.

Martínez, J. (2012). *Dinámica hidroquímica de una pequeña cuenca monolitológica y semiárida de alta montaña, Sierra de Comechingones, Provincia de Córdoba, República Argentina*. [Tesis Doctoral, Inédita]. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba,



Argentina.

McDonnell, J. J., (2003). Where does water go when it rains? Moving beyond the variable source area concept of rainfall-runoff response. *Hydrological Processes*. 17, 1869–1875.

Mook, W. (2002). *Isótopos ambientales en el ciclo hidrológico: principios y aplicaciones*. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).

Vitvar, T., Aggarwal, P., & McDonnell, J., (2005). A review of isotope applications in catchment hydrology. *Springer Netherlands*, 151-169.

Wang, L., Liu, W., Xu, Z., *et al.* (2022). Water sources and recharge mechanisms of the Yarlung Zangbo River in the Tibetan Plateau: Constraints from hydrogen and oxygen stable isotopes. *Journal of Hydrology*. 614, 128585.



CARACTERIZACIÓN ISOTÓPICA DE DIFERENTES RESERVORIOS DE AGUA DE LA ISLA DECEPCIÓN, ANTÁRTIDA

ISOTOPIC CHARACTERIZATION OF DIFFERENT WATER RESERVOIRS ON DECEPTION ISLAND, ANTARCTICA

Echegoyen, Cecilia¹; Lecomte, Karina²; Coria, Silvia H.³; Kopalová, Katerina⁴; Yaciuk, Pablo²; Sepúlveda, Laura²; Campodonico, Verena²; Pasquini, Andrea²; Lirio, Juan M.³

¹Universidad Nacional de San Luis, CONICET, IMASL Grupo de Estudios Ambientales (GEA),

²Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CONICET-UNC), ³Instituto Antártico Argentino, ⁴Universidad de Charles, Praga, República Checa. cvechegoyen@hotmail.com

Resumen

La Isla Decepción es la caldera de un volcán activo en las Islas Shetland del Sur (Antártida). Durante el verano 2023 se muestrearon diferentes reservorios: lagos, lagunas, arroyos, acuífero, albufera, mar y precipitaciones. Este estudio clasifica los cuerpos de agua en tres grupos según su ubicación: lagos en cráteres (maares), lagunas costeras y otros. A partir del análisis de isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) se evaluaron los procesos hidrológicos dominantes. Los cuerpos de agua alimentados por glaciares presentan valores empobrecidos en isótopos pesados, mientras que los más enriquecidos reflejan evaporación o influencia marina. El lago Irizar evidencia intercambio de agua subterránea a través de un estrecho istmo de grava gruesa que lo separa de una albufera que tiene influencia marina. Estos datos amplían el conocimiento sobre la hidrología superficial en ambientes volcánicos antárticos y constituyen una línea de base valiosa para monitorear futuros cambios ambientales y climáticos en la región.

Palabras clave: *Lagos antárticos, Ambiente volcánico, Islas Shetland del Sur, Hidrología isotópica.*

Introducción

La Isla Decepción (62°57'36,82"S - 60°39'16,12"O) es una caldera volcánica activa que forma parte del archipiélago de las Islas Shetland del Sur, Antártida (Fig. 1). Es uno de los tres volcanes emergidos que se desarrollaron en el rift que conforma el Mar de la Flota (*Estrecho de Bransfield*). El edificio volcánico alcanza los 500 m s.n.m. y se caracteriza por su forma de herradura, producto de un proceso de colapso que generó una depresión en su parte central, formando una bahía interna inundada por el mar (Puerto Foster). La isla alberga un sistema magmático-hidrotermal caracterizado por la presencia de fumarolas, aguas burbujeantes y suelos calientes, principalmente a lo largo de la costa



interior. Si bien las últimas erupciones ocurrieron durante los años 1967, 1969 y 1970, se han registrado eventos sísmicos y/o de deformación durante años posteriores (1992, 1999, 2003, 2014 y 2020) evidenciando su actividad actual. Las diferentes erupciones volcánicas fueron modificando la geomorfología de la isla, siendo una característica la presencia de cráteres procedentes de erupciones de tipo maar de origen freatomagmático, que contienen en algunos casos, lagos de diferentes tamaños. Estos cuerpos de agua se alimentan de las precipitaciones atmosféricas, de aguas subterráneas y de la fusión de los bancos de nieve y de hielo (Drago, 1989).

La temperatura media anual en la isla es de $-1,2\text{ }^{\circ}\text{C}$, con una máxima registrada de $13,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en febrero 2020 y una mínima de $-22,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ en julio de 2007 (serie 2005-2024, Base Gabriel de Castilla, España; <https://antartida.aemet.es/informes/>). Las temperaturas se mantienen sobre los $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ durante los meses de diciembre a marzo, donde sólo las zonas más altas permanecen con nieve. La precipitación anual durante 2023 fue de 662,2 mm.

Parica et al. (1990) y Dapeña et al. (2005) realizaron estudios de la composición isotópica estable de diferentes cuerpos de agua superficial y subterránea de la isla. El objetivo de este trabajo es ampliar los análisis del agua subterránea y superficial y sumar información de nuevos reservorios. Se actualiza y amplía la caracterización isotópica de las aguas para identificar diferentes fuentes y comportamientos geoquímicos. Se busca generar una línea de base para detectar posibles cambios en las composiciones debido a la mezcla con fluidos profundos o de otras fuentes.

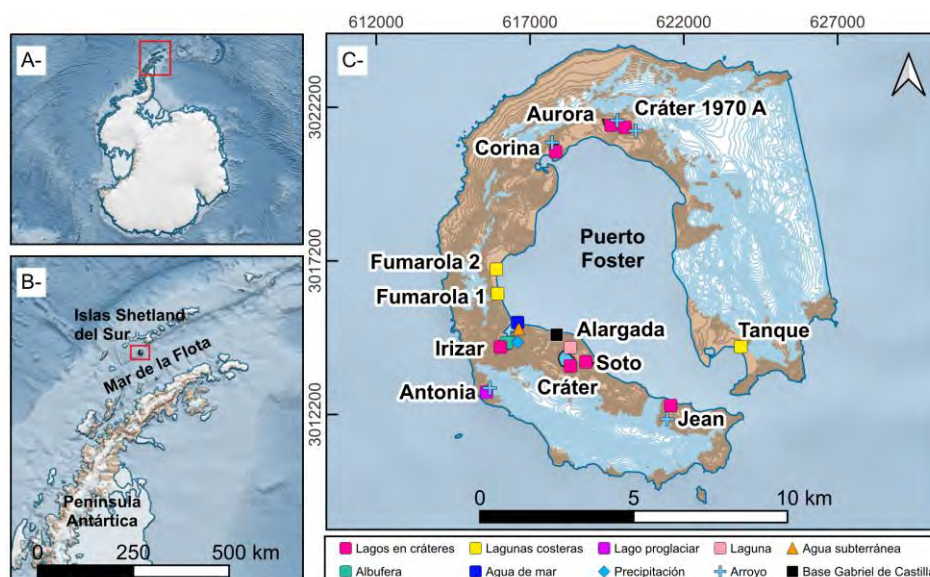


Figura 1. a) Continente Antártico. b) Península Antártica y ubicación de la Isla Decepción. c) Isla Decepción y puntos de muestreo. El punto de muestreo del agua subterránea coincide con la ubicación de la Base Decepción (Arg).



Materiales y Métodos

Durante la campaña de verano (enero a marzo) de 2023 se tomaron muestras de agua superficial (Fig. 1c), lagunas (someras, < 2 m de profundidad) y lagos (> 2m de profundidad) sin conexión visible con el mar (n = 12), arroyos (n = 5), albufera (n = 1), mar (n = 1)-, de agua subterránea (pozo de la Base Decepción, Argentina; n = 1) y de precipitaciones atmosféricas (n = 2). Adicionalmente, se realizó una transecta de 4 muestras desde el lago Irizar (n = 2) pasando por la albufera y terminando en el mar.

Las determinaciones de isótopos estables ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$) se realizaron mediante espectroscopía de anillo de cavidad (Picarro L2120-i) en el laboratorio de Isótopos Ambientales del INGEIS perteneciente a la UBA y a CONICET. Los resultados obtenidos se expresan como δ , definido como:

$$\delta \text{ ‰} = 1000 \frac{R_S - R_{V-SMOW}}{R_{V-SMOW}}$$

Donde δ : desviación isotópica en ‰, R: relación isotópica ($^2\text{H}/^1\text{H}$ o $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$), S: muestra, y V-SMOW: material de referencia (Vienna Standard Mean Ocean Water; Gonfiantini, 1978). Las incertidumbres analíticas son de $\pm 0,1 \text{ ‰}$ y de $\pm 0,5 \text{ ‰}$ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, respectivamente.

Resultados

Desde el punto de vista geomorfológico, los cuerpos de agua de la Isla Decepción, pueden agruparse en tres tipos principales: lagos desarrollados dentro de cráteres volcánicos (*maares*, n = 7), lagunas costeras ubicadas por detrás de la berma (n = 3) y cuerpos de agua con otro origen (n = 2).

Entre los *maares*, se distinguen 3 lagos que ocupan casi completamente el fondo del cráter y carecen de afluentes: los lagos Cráter (180.000 m²), Soto (21.303 m²) e Irizar (48.570 m²). En general, son lagos profundos con una baja relación Cuenca de drenaje/Cuenca lacustre. Los 4 restantes ocupan sólo una porción del cráter, presentan una alta relación Cuenca de drenaje/Cuenca lacustre y reciben aportes hídricos a través de tributarios. Estos son los lagos Jean (3.960 m²), Corina (50.476 m²), Aurora (4.8014 m²) y Cráter 1970 A (5.550 m²). Los tres últimos se localizan en el sector noroeste de la isla, próximos a las zonas afectadas por las últimas erupciones volcánicas (1967–1970). Se caracterizan por presentar aguas de tonalidad castaña y elevada turbidez, debido al aporte de arcillas



transportadas por los afluentes alimentados por la fusión nival o del hielo presentes en sus amplias cuencas de drenaje.

Las lagunas costeras incluyen a Fumarolas 1 (294 m², claramente reducida por evaporación y con valores intermedios de salinidad), Fumarola 2 (3.717 m², la más alejada de la costa y con menor salinidad)-sus nombres derivan de su ubicación en la bahía Fumarolas- y Tanque (2.221 m², la más cercana a la costa y con una salinidad cercana al agua de mar). Estas lagunas presentan escasa profundidad (< 30 cm), reducido tamaño y carácter temporario, disminuyendo significativamente su tamaño o secándose completamente hacia el final del verano. Las lagunas costeras más cercanas al mar tienen mayor salinidad y conductividad junto a un enriquecimiento en isótopos pesados (Fig. 2).

Finalmente, se identificaron dos cuerpos de agua con orígenes distintos al resto son: el lago Antonia (5.773 m²), formado por la fusión parcial de la cabecera de un glaciar de roca, alimentado por arroyos y agua de fusión; y la laguna Alargada (1.660 m²), que ocupa esporádicamente una depresión somera en un campo de escoria y se alimenta principalmente por fusión nival.

Los resultados de la composición isotópica se muestran en el gráfico $\delta^2\text{H}$ (‰) vs. $\delta^{18}\text{O}$ (‰) (Fig. 2) junto a la Línea Global de Agua Meteorica (Global Meteoric Water Line, GMWL: $\delta^2\text{H} = 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10$ ‰). La muestra de agua de mar claramente evidencia los valores más enriquecidos de isótopos pesados (0.0 ‰ $\delta^{18}\text{O}$ y -2 ‰ $\delta^2\text{H}$), en concordancia con los valores obtenidos en Puerto Foster por Parica et al. (1990) y Dapeña et al. (2005). Los valores obtenidos en los cuerpos de agua varían entre -10,4 ‰ a -5,5 ‰ para el $\delta^{18}\text{O}$ y entre -78 ‰ a -50 ‰ para el $\delta^2\text{H}$. Los lagos Cráter, Soto, Cráter 1970 A y Aurora (ubicados en cráteres de *maar*) y el lago Antonia (en contacto con el hielo) presentan las aguas menos enriquecidas en isótopos pesados. La laguna Tanque (laguna costera) es la más enriquecida debido a su escasa profundidad y ubicación en la playa, siendo más afectada por procesos de evaporación.

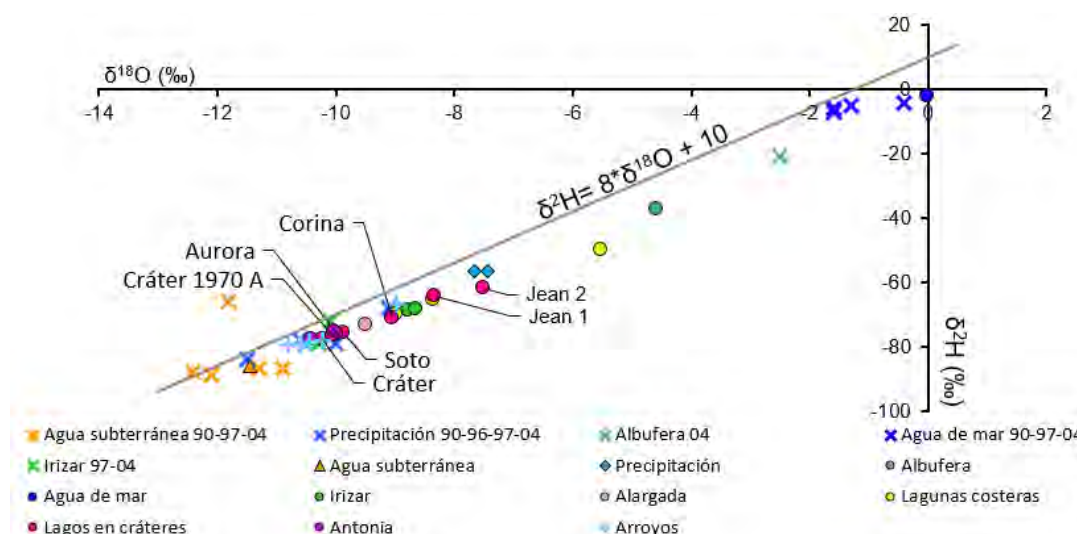


Figura 2. $\delta^2\text{H}$ vs. $\delta^{18}\text{O}$. Datos obtenidos de trabajos previos (Parica et al., 1990; Dapeña et al., 2005) y de la campaña antártica de verano de 2023.

Por su parte, el lago Irizar ocupa un gran cráter volcánico y también muestra una elevada salinidad y valores enriquecidos en isótopos pesados. Está separado de la albufera Primero de Mayo por una delgada barrera de material volcánico permeable, de sólo 5 m de ancho, que se encuentra en retracción debido al efecto erosivo del oleaje de la albufera. La albufera al ser un lago salino con conexión superficial continua a través de un canal con el mar, también muestra una composición isotópica enriquecida. Se evidencia la existencia de una conexión subterránea entre ambos lagos que explicaría tanto la alta salinidad como su composición isotópica similar. Durante la marea alta, el nivel del lago Irizar se sitúa 50 cm por debajo del de la albufera, mientras que durante la marea baja sucede lo contrario, lo que favorecería el intercambio de agua entre el lago Irizar y la albufera por vía subterránea, facilitado por la alta porosidad y escaso ancho del istmo que los separa. La composición isotópica de la albufera es intermedia entre el lago Irizar y el agua del mar (Puerto Foster), lo que refuerza la hipótesis de mezcla con agua de mar. Comparando con los datos de años anteriores, la albufera en el 2004 presentaba valores más enriquecidos en isótopos pesados que los actuales, mientras que el lago Irizar, tanto en 1997 como en 2004, presentaba valores más empobrecidos que los actuales. Esto evidenciaría un mayor intercambio de aguas entre el lago Irizar y la albufera en el presente, posiblemente asociado a una disminución del ancho del istmo que los separa.

Por otro lado, el lago Antonia, en contacto con el hielo, fue muestreado dos veces (5 de febrero y 15 de marzo). Durante este periodo se observó una disminución significativa de su volumen, con evidencias de numerosos niveles de playa ubicados a distintas alturas,



de hasta 5 m sobre el nivel actual. Pese a estos cambios de nivel, ambas muestras reflejaron relaciones isotópicas similares. Esto se debe al aporte de agua de fusión de un glaciar que la alimenta. Si bien los procesos de evaporación enriquecen los isótopos pesados en relación con los livianos, al mezclarse con agua de fusión, no queda registrada esa firma. La laguna Jean (con aportes de agua superficial) ubicada al sureste de la isla, también fue muestreada en dos ocasiones (20 de enero y 24 de febrero) y evidenció una disminución en su superficie. En este caso, los valores isotópicos evidencian los procesos de evaporación en ambos muestreos, siendo mayor cuando la laguna registra la menor superficie. Este cuerpo de agua se ubica en un gran cráter de *maar*, con un amplio fondo plano rico en arcilla y grietas de desecación que evidencian el efecto de la evaporación.

Los arroyos presentan aguas más empobrecidas en isótopos pesados (-10,5 ‰ y -79 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, respectivamente) que las lagunas que alimentan, evidenciando la mayor exposición a los procesos de evaporación de los cuerpos lacustres.

Los datos de las precipitaciones disponibles para la Isla Decepción fueron colectados durante enero de 1987 (Parica et al. 1990) y enero-febrero de 1997 y 2004 Dapeña et al. (2005). Estos valores isotópicos varían entre -11,9 ‰ y -9,1 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y entre -94 ‰ y -68 ‰ para $\delta^2\text{H}$. En la presente campaña, se tomaron dos muestras de precipitaciones durante febrero y marzo que muestran valores más enriquecidos en isótopos pesados (-7,4 ‰ y -7,7 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y -57 ‰ y -56 ‰ para $\delta^2\text{H}$).

Finalmente, el agua recolectada en el pozo de la Base Argentina, que corresponde al acuífero freático, queda representada cercana a la GMWL, indicando una recarga meteórica. Esta muestra presenta valores de -11,4 ‰ y -86 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$, respectivamente. Estos valores son acordes a los informados por Dapeña et al. (2005), comprendidos entre -12,4 ‰ y -10,9 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y -89 ‰ y -87 ‰ para $\delta^2\text{H}$.

Conclusiones

El estudio de los cuerpos de agua de Isla Decepción, a través de su caracterización geomorfológica, permitió clasificarlos en lagos de cráter, lagunas costeras y de otro origen, reflejando la diversidad de procesos formativos activos.

Los datos isotópicos mostraron una clara diferenciación entre los cuerpos de agua con escasa o nula conexión hídrica superficial y aquellos conectados directa o indirectamente al mar o a fuentes superficiales. Los valores más empobrecidos en isótopos pesados se asociaron a los cuerpos de agua alimentados por arroyos o glaciares. Por el contrario, los



cuerpos lacustres más enriquecidos en isótopos pesados reflejaron un mayor control de los procesos de evaporación en la señal isotópica (lagunas costeras) y aportes de agua de mar por medio de conexiones subterráneas o superficiales (lago Irizar y albufera, respectivamente). Estas diferencias evidencian el control de las distintas fuentes de agua en los sistemas lacustres, de los cambios estacionales y de las características geomorfológicas locales.

En conjunto, los resultados aportan información valiosa para comprender la dinámica hidrológica en ambientes volcánicos antárticos, y constituyen una línea base para estudios futuros sobre los efectos del cambio climático, la dinámica glaciar y la evolución geoquímica de estos ecosistemas.

Referencias bibliográficas

Dapeña, C., Agosto, M. & Caselli, A. (2005). Caracterización isotópica de las aguas de la Isla Decepción, Antártida. *XVI Congreso Geológico Argentino*. Asociación Geológica Argentina y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.

Drago, E.C. (1989). Thermal summer characteristics of lakes and ponds on Deception Island, Antarctica. *Hydrobiologia*. 184, 51-60.

Gonfiantini, R. (1978). Standards for stable isotope measurements in natural compounds. *Nature*. 271, 534.

Parica, C. A., Remesal, M. B. & Salani, F. M. (1990). Estudio isotópico preliminar de la Isla Decepción, Antártida. *XVI Congreso Geológico Argentino*. Asociación Geológica Argentina y Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.



GEOQUÍMICA GENERAL E ISOTÓPICA DE AGUAS SUPERFICIALES EN CUENCAS DE APORTE A LA LAGUNA DE MAR CHIQUITA (CÓRDOBA)

GENERAL AND ISOTOPIC GEOCHEMISTRY OF SURFACE WATERS IN BASINS CONTRIBUTING TO THE MAR CHIQUITA LAGOON (CÓRDOBA)

Mario, Aguirre¹; David, Palacio¹; Mónica, Blarasin²

¹Universidad Nacional de Córdoba, Escuela de Geología, Argentina, ²Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. mario.aguirre@unc.edu.ar

Resumen

La zona estudiada abarca el noreste de la provincia de Córdoba, destacando la laguna de Mar Chiquita, uno de los lagos salados más extensos del hemisferio sur. El análisis hidroquímico e isotópico se basó en el muestreo de 38 sitios en los ríos Suquía y Xanaes, junto con otros cursos menores. Se midieron parámetros físico-químicos in situ y se analizaron elementos y compuestos disueltos en laboratorio. Los resultados muestran una evolución geoquímica del agua superficial desde bicarbonatada cálcica en las sierras hacia aguas sulfatadas y cloruradas sódicas en la llanura, influenciada por la geología y la interacción con el acuífero libre. El estudio isotópico indica un enriquecimiento progresivo de ^2H y ^{18}O por evaporación en el flujo superficial con muestras alineadas en una recta de evaporación hacia la zona de descarga, laguna de Mar Chiquita, la más fraccionada por procesos de evaporación. Este estudio ayuda a comprender los procesos de salinización de agua y relaciones hidrológicas, de utilidad en la gestión.

Palabras clave: Río Xanaes y Suquía, Isótopos, Hidroquímica.

Introducción

El estudio de aguas superficiales en zonas agrícolas y urbanas es esencial para establecer los valores de fondo natural de la geoquímica de las aguas, lo que permite diferenciar entre contaminación antrópica (agroquímicos, metales pesados, vertidos) y variaciones geogénicas. Además, ayuda a gestionar recursos hídricos de forma sostenible y a prevenir impactos en ecosistemas. Por último, es clave para cumplir normativas y proteger la salud pública, ya que estas aguas suelen usarse para riego, consumo humano, ganadero, etc. El presente trabajo tiene por objetivo mostrar el comportamiento geoquímico e isotópico de aguas superficiales de cursos de agua que aportan a la laguna de Mar Chiquita en la provincia de Córdoba.



Caracterización del área

El área estudiada toma un importante sector del NE de la provincia de Córdoba destacándose en el sector el central el llamado Mar de Ansenzuza o Laguna de Mar Chiquita, uno de los lagos salados más extensos del hemisferio sur y occidental (sitio RAMSAR desde 2002 y Parque y Reserva Nacional Ansenzuza Ley N.º 27.673 desde 2022) (Fig. 1). La salinidad de la laguna varía según el ciclo de aportes hídricos entre un mínimo de 28,7 g/L a un máximo de 360 g/L (en el año 1911). La precipitación media anual (de los últimos 150 años es del orden de 840 mm y muestra una alternancia en el tiempo de ciclos húmedos y secos. Se observa que las precipitaciones se concentran desde octubre a abril, cubriendo desde el 85 % al 89 %, distribución pluviométrica característica de un régimen monzónico.

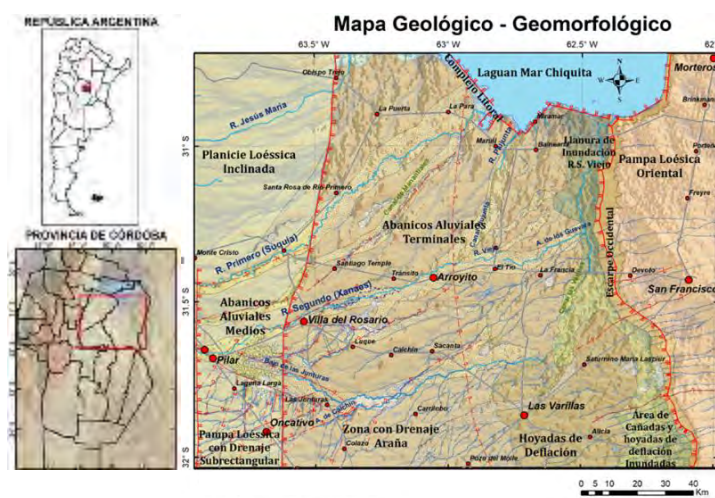


Figura 1. Ubicación y Mapa Geológico Geomorfológico

La vertiente oriental de las Sierras Pampeanas de Córdoba, ubicadas al Oeste de la zona estudiada, representa junto con el sector pedemontano, un rasgo remarcable como zona de recarga de agua. Esto se debe a que allí se desarrollan las cuencas altas de las cuencas de los cursos que atraviesan la llanura y llegan hasta la depresión tectónica en la que se ubica la laguna Mar Chiquita, zona de descarga de los flujos hidrológicos superficiales. Como se demuestra en Aguirre (2019) también los flujos subterráneos descargan en la laguna. Los sistemas fluviales principales que drenan el área (río Suquía y Xanaes) tienen cuencas que inician desde las Altas Cumbres, mientras que los demás cursos principales poseen las nacientes en las Sierras Chicas de Córdoba (río Pinto, Jesús María, Carnero, Salsipuedes, entre otros), con una superficie de cuenca y monto de precipitaciones mucho menor, por lo cual no logran pasar el tramo pedemontano, infiltrándose poco antes de



entrar en el área de estudio, destacándose los bajos valores de salinidad que presentan todos estos cursos en su corto recorrido.

La zona, ubicada en plena Llanura Chacopampeana, es fundamentalmente una Llanura Fluvio-Eólica bien drenada, especialmente desarrollada en el sector centro occidental y central, caracterizada por un paleorelieve fluvial constituido por abanicos aluviales de los ríos Suquia y Xanaes, generados en los distintos estadios climáticos, los cuales se hallan cubiertos y/o interdigitados por sedimentos eólicos. El relieve es moderadamente ondulado, donde alternan interfluvios y paleocanales. La pendiente en general varía de 1 % a 0,5 % siendo este último valor característico del sector oriental. Este ámbito fluvio eólico central, esta flanqueado por el Oeste por la Planicies loessica inclinada y por el Este la Pampa loessica oriental (Aguirre, 2019).

Materiales y Métodos

El estudio hidrológico se basó en el muestreo del río Suquia y Xanaes y de otros cursos de agua de la zona, contando con 38 sitios en total. In situ se midieron parámetros físico químicos: pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) con Sonda multiparamétrica Hanna HI 9829. Posteriormente, se realizó el análisis físico-químico de elementos mayoritarios disueltos mediante metodología Standard (APHA/2022) en el laboratorio de Geoquímica del Dpto. de Geología-UNRC. Se analizaron todos los datos y como ejemplo se modelaron en el sentido del flujo los cambios que sufre el agua del río Xanaes. Para ello la química del agua se analizó con Phreeqc (Parkhurst & Appelo, 2013), especialmente en lo referido a índices de saturación, asumiendo como fases carbonatos, sulfatos y halita (los dos últimos como artilugios para representar aporte de precipitaciones) y el intercambio catiónico con illita. La recta meteórica para el norte de Córdoba se elaboró recogiendo agua de precipitación de frecuencia mensual ubicadas en el INTA Manfredi durante el periodo 12/2012 – 01/2014 (Aguirre, 2019). Las determinaciones isotópicas de ^2H y ^{18}O se realizaron en el laboratorio de Isótopos Estables del Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS, CONICET-UBA), mediante espectroscopia láser. Los resultados se expresan como δ , definido como: $\delta = 1000 (R_s - R_p) / R_p \text{ ‰}$, donde δ : desviación isotópica en ‰; R: relación isotópica ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$); s: muestra; p: referencia internacional. La referencia utilizada es Vienna Standard Mean Ocean Water (V-SMOW) (Las incertidumbres son $\pm 0,3 \text{ ‰}$ para



18O y $\pm 1,0$ ‰ para ^2H . Se utilizaron también, datos isotópicos de Dapeña, C. y H. Panarello (1995).

Resultados

Las muestras de agua serranas exhiben dos grupos claramente diferenciables (Fig. 2), ya que aquellas tomadas en las Sierras Chicas al Norte de la ciudad de Córdoba, corresponden al tipo netamente bicarbonatadas cálcicas con mayor contenido iónico (min 191; max 434 mg/L) que las extraídas en las cuencas que drenan las Sierras Grandes, las cuales se caracterizan por poseer menor contenido iónico (Min 79; max 242 mg/L) del tipo bicarbonatadas cálcicas y cálcicas - sódicas.



Figura 2. Cuencas hidrológicas y geoquímica del agua superficial.

En la cuenca del río Suquia se destacan aguas con bajos contenido salino (< 140 mg/L) y del tipo bicarbonatada cálcica desde las sierras hasta ciudad de Córdoba, a aguas del tipo bicarbonatadas – cloruradas sódicas – cálcicas con mayor contenido salino (del orden de 800 mg/L). Luego, hacia aguas abajo evolucionan a aguas sulfatadas sódicas con elevado contenido iónico (> 900 mg/L). antes de entrar en la Laguna del Plata conectada con la Mar Chiquita la cual, al momento del muestreo, presentó una salinidad del orden de 90 g/L y agua del tipo clorurada sódica.

En la cuenca del río Xanaes se puede observar que el agua es bicarbonatada cálcica y cálcico– sódicas desde las sierras hasta aproximadamente la localidad de Arroyito, donde el curso de agua es conducido por el canal Plujunta, mostrando un aumento significativo de la salinidad, con aguas del tipo sulfatadas sódicas.



Las aguas analizadas correspondientes a los cursos de aguas menores y canales de la llanura del sector oriental de área de estudio se caracterizan por poseer muy alto contenido salino ($> 3.000 \text{ mg/L}$) y ser del tipo cloruradas sódicas o sulfatadas cloruradas sódicas. En la figura 2, se las ha representado con los diagramas de Stiff modificado y con dos escalas diferentes (dado el alto contenido salino de las aguas sector oriental), con la finalidad de poder observar las variaciones espaciales de los contenidos iónicos (sierra y llanura). La elevación de la salinidad de los tramos bajos de ríos y canales, en cuencas media baja y bajas, evidencia una fuerte influencia, corroborada hidráulicamente, del acuífero libre sobre los cursos de agua, a lo que se suma la aparición en solución de arsénico y fluoruros (entre 20 y $120 \text{ } \mu\text{g/L}$ de As y entre $0,5$ y $2,5 \text{ gr/L}$ de F), elementos que se encuentran en altos valores en el agua subterránea de la planicie y que no aparecen en el ámbito serrano (Aguirre, 2019). La modelación del río Xanaes muestra los índices de saturación de la figura 3. La contribución atmosférica aporta HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^+ , Na^+ y K^+ en bajas concentraciones, debiendo considerarse un aporte relevante el de minerales que se meteorizan y el intercambio en arcillas. El pH alcalino del agua ($7,4 - 8,4$) y el alto HCO_3^- ($87,5 - 232,5 \text{ mg/L}$, respectivamente) favorecen la sobresaturación de calcita ($\text{SI} > 0$) en todas las muestras, desde SG2 hacia la desembocadura, lo que explica la precipitación de esta sal dado su K_{ps} muy bajo ($K_{ps}=10^{-8,48}$). Este proceso retira Ca^{2+} del agua, limitando su disponibilidad para que precipite como otro mineral, por ejemplo, el yeso. El aumento progresivo de SO_4^{2-} (de $11,2$ a $251,2 \text{ mg/L}$) y Na^+ (de $11,1$ a $210,3 \text{ mg/L}$) acerca al sistema acuoso al equilibrio con yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) aunque en halita (NaCl) permanece notoriamente subsaturado. En la desembocadura (RSA99), el yeso alcanza leve sobresaturación ($\text{SI} = +0.3$) debido a alta fuerza iónica (FI) que reduce la actividad de Ca^{2+} y SO_4^{2-} libres (formación de complejos como CaSO_4^0 y NaSO_4^-), haciendo que el producto de actividades (IAP) supere el K_{ps} del yeso ($K_{ps}=10^{-4,60}$) incluso a concentraciones totales "bajas". Este valor moderado a bajo de sobresaturación de esta muestra en las inmediaciones de Mar Chiquita puede no traducirse en precipitación de yeso por la falta de núcleos cristalinos, baja tasa de evaporación o tiempo insuficiente (cuestión cinética). Si la evaporación ocurriera en totalidad precipitaría también yeso. Finalmente, estas aguas y las de los demás sistemas fluviales entran a la laguna salada, sistema no modelado en esta oportunidad.

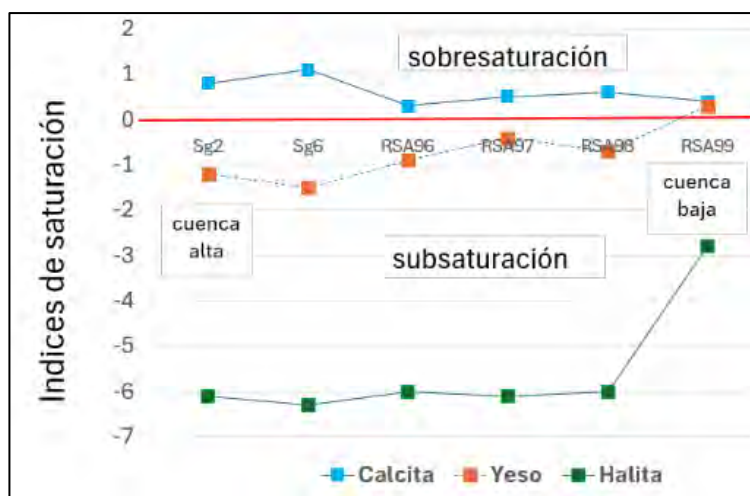


Figura 3. Variación de índices de saturación de sales en el río Xanaes desde cuenca alta a cuenca baja.

Los isótopos estables del agua de precipitación muestran promedios ponderados de ($\delta^{18}\text{O} = -4,9 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -24 \text{ ‰}$) (Fig. 4). El agua superficial de los sistemas serranos posee composición isotópica $\delta^{18}\text{O}$ promedio $= -5,6 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H}$ promedio $= -29 \text{ ‰}$) denotando origen meteórico de aguas más empobrecidas que las lluvias en la llanura, debido al efecto continental, altitud y disminución de la temperatura (Aguirre, 2019). Dentro del área de estudio el agua superficial se encuentra más enriquecida ($\delta^{18}\text{O}$ promedio $= -4,3 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H}$ promedio $= -23 \text{ ‰}$) respecto a las lluvias locales, aspecto que puede vincularse al proceso de evaporación. De modo notorio, las aguas de la laguna Mar Chiquita, río Dulce, río Suquía y Xanaes en la llanura, se alinean en una recta de evaporación en el diagrama isotópico, caracterizada por la ecuación: $\delta^2\text{H} \text{ ‰} = 4,98 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰} - 2,2 \text{ ‰}$. Las muestras de la llanura menos fraccionadas corresponden a tramos medios y bajos del río Suquía y Xanaes mientras que las muestras más fraccionadas por evaporación son las de la propia laguna, es decir que las de los ríos se ubican en una sucesión sobre la recta de evaporación que queda sustentada por la dirección de flujo desde el área de aporte hacia el área de descarga. Las del río Dulce son las más fraccionadas (aunque menos que la Laguna), dada su extenso trayecto hidrológico desde el norte del país.

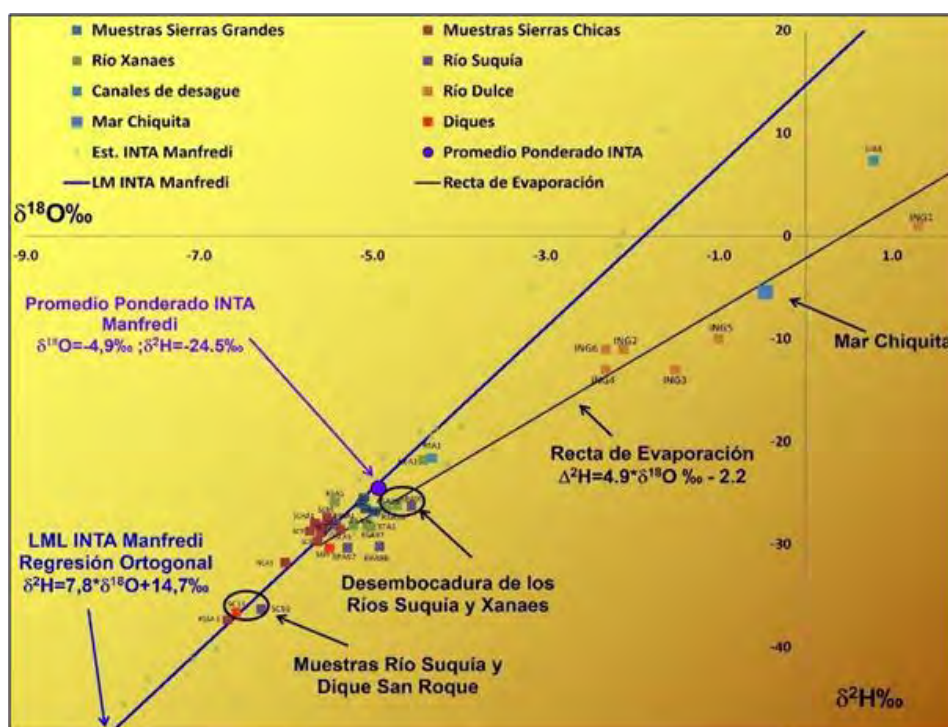


Figura 4. Diagrama de dispersión $\delta^2\text{H}$ Vs. $\delta^{18}\text{O}$ de los cuerpos de agua superficiales.

Conclusiones

Los datos y su interpretación permiten establecer que el agua superficial incrementa su contenido iónico en el sentido del flujo, modificando su tipo geoquímico desde aguas bicarbonatadas cálcicas en las sierras hacia aguas bicarbonatadas cálcicas sódicas y sulfatadas cálcicas sódicas en los tramos medios de los principales cursos. Finalmente, en la llanura y los tramos inferiores previos a la desembocadura en la Mar Chiquita, las aguas adoptan un carácter sulfatado-clorurado sódico y clorurado sódico, aspectos que resultan de la disolución-precipitación de sales según la solubilidad de éstas y los cambios en la fuerza iónica de la solución. Además, estos cambios están condicionados por las litologías que atraviesan los cursos de agua. En las cuencas alta y media, los materiales geológicos (rocas o sedimentos muy gruesos) y el mayor gradiente hidráulico favorecen velocidades de flujo elevadas, lo que reduce la superficie y el tiempo de contacto entre el agua y las fases minerales. Por el contrario, en la cuenca baja aumentan los tiempos, ya que las velocidades de circulación son menores, los sedimentos del lecho son más finos y se evidencia además un aporte significativo de agua subterránea, corroborado por la relación hidrodinámica acuífero-río y la presencia de F^- y As procedentes del acuífero.

En cuanto a la composición isotópica, los ríos y arroyos serranos presentan valores más empobrecidos que las lluvias de la llanura, reflejando los efectos de altitud, continentalidad y disminución de la temperatura sobre los isótopos del agua. En contraste,



los sistemas superficiales en el tramo de llanura, muestran un enriquecimiento isotópico respecto a las precipitaciones locales, indicativo de procesos de evaporación. Así, los datos isotópicos del río Suquía y el río Xanaes en la llanura quedaron alineados en una típica recta de evaporación, siendo la muestra más fraccionada la de la laguna de Mar Chiquita. Esta distribución coincide con el modelo conceptual hidrológico de la región, donde las aguas se evaporan progresivamente desde la zona de recarga hasta la descarga. La laguna Mar Chiquita, en particular, podría estar evidenciando una marcada influencia de aguas previamente evaporadas, principalmente aportadas por el río Dulce, cuyo largo recorrido a través de diversas provincias argentinas favorece este proceso, aunque el efecto más significativo se asume está ocurriendo en la propia laguna.

Referencias bibliográficas

Aguirre, M. (2019). *Caracterización hidrogeológica, hidroquímica e isotópica ambiental de los sistemas acuíferos del NE de Córdoba*. [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina.

Dapeña, C. & Panarello, H. (1995). *Preliminary Isotopic Study of the Laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina*. First Research Coordination Meeting of the IAEA. Coordinated Research Programme (CRP) on “Isotope Techniques in Lake Dynamics Investigations” Large Lakes Observatory, University of Minnesota, USA.

Parkhurst, D. & Appelo, C. A. J. (2013). *PHREEQC Version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. U.S. Geological Survey.



MEZCLA DE AGUA SUBTERRÁNEA: DEFINICIÓN DE CONTRIBUCIONES DE FUENTES CONTAMINANTES INCLUYENDO APOORTE ATMOSFÉRICO

GROUNDWATER MIXTURES: DEFINING CONTRIBUTIONS FROM POLLUTANT SOURCES INCLUDING ATMOSPHERIC INPUT

Blarasin, Mónica¹; Bécher Quinodóz, Fátima^{2,1}; Prámparo, Santiago^{2,1}; Cabrera, Adriana¹

¹Departamento de Geología, Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. mblarasin@exa.unrc.edu.ar

Resumen

El nitrato (NO_3^-) es un contaminante en aguas subterráneas procedente de diversas fuentes. Se analizaron concentraciones de nitrato e isótopos de nitrógeno y oxígeno ($\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3$) del agua subterránea en la localidad de Del Campillo para identificar procesos geoquímicos y porcentajes de impacto de diferentes fuentes de contaminación, mediante análisis algebraico-estadístico. Se desarrolló una metodología para evaluar los porcentajes de mezcla, que consistió en resolver mediante optimización numérica no lineal (Solver de Excel 365) minimizando la diferencia entre los valores observados y los predichos por el balance de masa. Los resultados mostraron un acuífero urbano subóxico con procesos de desnitrificación variables. La metodología muestra el mayor aporte (hasta 94 %) desde sistemas de saneamiento in situ, en orden de importancia sigue el impacto de MO del suelo y, finalmente, aporte atmosférico y fertilizantes, con valores muy bajos. La robustez del modelo y metodología usada asistida por IA queda respaldada por los muy bajos errores residuales obtenidos.

Palabras clave: Acuífero, Inteligencia artificial, Proporciones-mezclas.

Introducción

El nitrato de origen natural en aguas subterráneas puede alcanzar hasta 10 mg/L, sin embargo, las actividades humanas pueden incrementarlo significativamente, llegando a niveles no deseables (Giuliano Albo y Blarasin, 2014). La OMS establece un límite máximo de 50 mg/L por sus riesgos para la salud (cáncer, enfermedades tiroideas, entre otras). Los isótopos estables $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{18}\text{O}$ del nitrato ayudan a identificar fuentes de contaminación (como aguas residuales o fertilizantes) y procesos biogeoquímicos como nitrificación y desnitrificación, que alteran las señales isotópicas. Las zonas urbanas, independientemente de su tamaño, tienen problemas de contaminación con efluentes de sistemas de saneamiento in situ, como es el caso de la localidad de Del Campillo al momento del muestreo para este trabajo. También en ciudades con sistema de cloacas



pueden ocurrir pérdidas de cañerías. El objetivo de este estudio es mostrar las características geoquímicas e isotópicas de la mencionada localidad para evaluar el impacto al acuífero, realizando un análisis matemático-estadístico para valorar la contaminación por nitratos en el área urbana y estimar porcentaje de contribuciones de las diferentes fuentes contaminantes.

Materiales y métodos

Se analizaron Hojas Geológicas (1:250.000) y topográficas IGN (1:50.000), imágenes satelitales, etc. Se realizó el relevamiento geológico, hidrológico y de uso del territorio. Se recopilaron datos del diseño de los pozos, se midieron profundidades del nivel freático, con sonda piezométrica Solinst y parámetros de calidad con sonda multiparamétrica Hanna: pH, temperatura (T), conductividad eléctrica (CE), salinidad (SDT) y oxígeno disuelto del agua (OD). Se recolectaron 10 muestras del acuífero en la zona urbana estudiada. Los análisis físico-químicos se realizaron en el Laboratorio de Geoquímica-UNRC, según técnicas convencionales (APHA, 2022). Los valores de isótopos estables se expresaron en unidades delta (δ) y en notación por mil (‰) como es de uso corriente. Los valores de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ del agua y los de $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ se determinaron en laboratorios de IAEA en el marco de un proyecto ARCAL (RLA 7021) de ese organismo. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ se reportan en relación con el N_2 del aire atmosférico (AIR), mientras que los valores de $\delta^{18}\text{O}$ se reportan respecto al Agua Oceánica Media Estándar de Viena (VSMOW). Para el cálculo de las proporciones de mezcla se usó un modelo sencillo de tipo cuaternario (4 “*end members*” o “miembros extremos” que darían origen a la mezcla) y se requirió asistencia de inteligencia artificial (IA), para plantear ecuaciones de balance de masa y resolver la mezcla. Así, se desarrolló un modelo numérico de mezclas basado en isótopos de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$) para cuantificar las contribuciones de las fuentes potenciales en las muestras de agua subterránea. Las proporciones de mezcla se resolvieron mediante optimización numérica de tipo *GRG No Lineal* y ajustada a las proporciones de cada fuente para que la composición calculada de la mezcla se acerque lo máximo posible a los datos reales, minimizando las diferencias (residuos). El modelo fue optimizado utilizando la herramienta *Solver* de Microsoft Excel 365 (versión 16.0, motor de Frontline Systems, 2025) minimizando la diferencia entre los valores observados y los predichos por el balance de masa. *Solver* minimiza el error cuadrático entre valores observados y modelados. El modelo considera [X] fuentes principales (“*end members*”) con valores isotópicos característicos y diferentes. Desde el punto de vista



teórico el modelo asume conservación de la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ al momento de la mezcla. Las ecuaciones son:

- $\delta^{15}\text{N}_{\text{muestra}} = f_1 \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{Fuente1}} + f_2 \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{Fuente2}} + \dots + f_n \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{FuenteN}}$
- $\delta^{18}\text{O}_{\text{muestra}} = f_1 \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{Fuente1}} + f_2 \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{Fuente2}} + \dots + f_n \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{FuenteN}}$
- $\sum f_i = 1$ (balance de masas)

Para la validación se contó con el estudio geoquímico con otros trazadores, datos que pueden consultarse en Blarasin et al. (2020). En el presente modelo, el valor de proporciones halladas es el del momento del muestreo y puede cambiar en el tiempo, como en cualquier cálculo o modelo de contaminación. Además, asume “*priors*” o “proporciones antecedentes” iguales para los “*end members*” principales (materia orgánica (MO) de suelo, fertilizantes y efluentes humanos/animales) aunque desde lo conceptual tales proporciones pueden cambiarse. Teniendo en cuenta los antecedentes de procesos geoquímicos del área (Blarasin et al., 2020) y referencias bibliográficas (Kendall et al., 2007) al nitrato procedente de la deposición atmosférica se le adjudicó sólo un 5% de peso mientras que a efluentes del saneamiento in situ, dado el escenario de contaminación con alta carga de materia orgánica desde sistemas de saneamiento, se le adjudicó un 5% más que los restantes, quedando los valores de la Tabla 1.

Se hace necesario tener caracterizados lo mejor posible los miembros extremos. En este trabajo fueron medidos fertilizantes y suelos, con excepción de deposición atmosférica y efluentes, que fueron consultados en múltiples referencias científicas y se usaron finalmente valores reconocidos por otros autores (Kendall et al., 2007). Al usar los dos isótopos del nitrato el modelo es más robusto (se reduce la incertidumbre) y se pueden identificar mejor los orígenes de la contaminación. Al utilizar *Solver*, se realizaron diferentes corridas considerando la incertidumbre de los datos medidos y los rangos de proporciones, lo que permitió variar los valores de los *end members* según los márgenes de error asociados a las mediciones/referencias científicas. Esto facilitó la verificación de posibles cambios en la solución matemática. Dado que no se observaron variaciones significativas, se optó por mantener los valores originales medidos o aquellos valores típicos reportados en la literatura. *Solver* aplica restricciones para garantizar el balance de masas (que deben ser introducidas al modelo) y minimiza el error cuadrático medio mediante un proceso iterativo. Aunque el programa permite realizar miles de iteraciones en casos donde el modelo no converge, en este estudio la solución se alcanzó en pocos



segundos con solo 100 iteraciones, demostrando una convergencia rápida y eficiente. Si los valores iniciales están cerca de la solución y se obtienen errores casi nulos se demuestra en forma práctica la exactitud de la solución. En este caso los errores fueron muy bajos (del orden de 10^{-12} a 10^{-15}).

Tabla 1. Proporciones usadas para “end members” y “priors”

Valores isotópicos de fuentes contaminantes (“end members”)	%	Proporciones antecedentes asumidas por el modelo para cada fuente (“priors”)	
Fertilizantes $\delta^{15}\text{N}$	1,2	Prior Fertilizantes	30%
Fertilizantes $\delta^{18}\text{O}$	6	Prior efluente humano /animal	30%
MO suelo $\delta^{15}\text{N}$	8,2	Prior efluente humano/animal	35%
MO suelo $\delta^{18}\text{O}$	1	Prior atmosférico	5%
Efluente humano /animal $\delta^{15}\text{N}$	22	Total	100%
Efluente humano /animal $\delta^{18}\text{O}$	11		
Atmosfera $\delta^{15}\text{N}$	5		
Atmosfera $\delta^{18}\text{O}$	40	En gris medidos para la zona	

Resultados

El área de estudio se ubica en la Llanura Pampeana Argentina, al sur de Córdoba, en lo que se conoce como la llanura medanosa muy suavemente ondulada al sur del río Quinto (Fig. 1a). La planicie comprende en su mayoría depósitos eólicos de edad Holocena. El acuífero libre se aloja en los sedimentos eólicos, compuestos principalmente por arenas finas limosas a muy finas con cementación de carbonato variable. En el área de estudio el agua es fundamentalmente Na-HCO₃ (Fig. 1b) y algunas Na-Cl, en respuesta al aporte de Cl⁻ del saneamiento in situ, aunque en el agua es más salada por razones naturales (Blarasin et al., 2020).

La concentración de NO₃⁻ en zona urbana varió entre 10 y 385 mg/L (Fig. 1c), superando el valor de fondo natural regional estimado en el orden de 10 mg/L (Giuliano Albo y Blarasin, 2014). La MO derivada principalmente del saneamiento in situ es elevada, lo que se asoció con procesos de desnitrificación, como lo confirmaron los bajos valores de OD medidos (1-2 mg/L), dado que fue usado en la degradación de MO en reacciones redox (Blarasin et al., 2020). Los valores más altos de HCO₃⁻ se atribuyeron a la descomposición de la MO y a la hidrólisis de la urea derivada de la orina. Estas vinculaciones quedaron representadas por los Componentes Principales establecidos en Blarasin et al. (2020) donde la geoquímica quedó definida por los procesos que explican la salinidad del agua (hidrólisis, disolución, evaporación), por los mayores valores de ¹⁵N y ¹⁸O asociados inversamente a HCO₃ y OD y por la evidente la asociación de especies

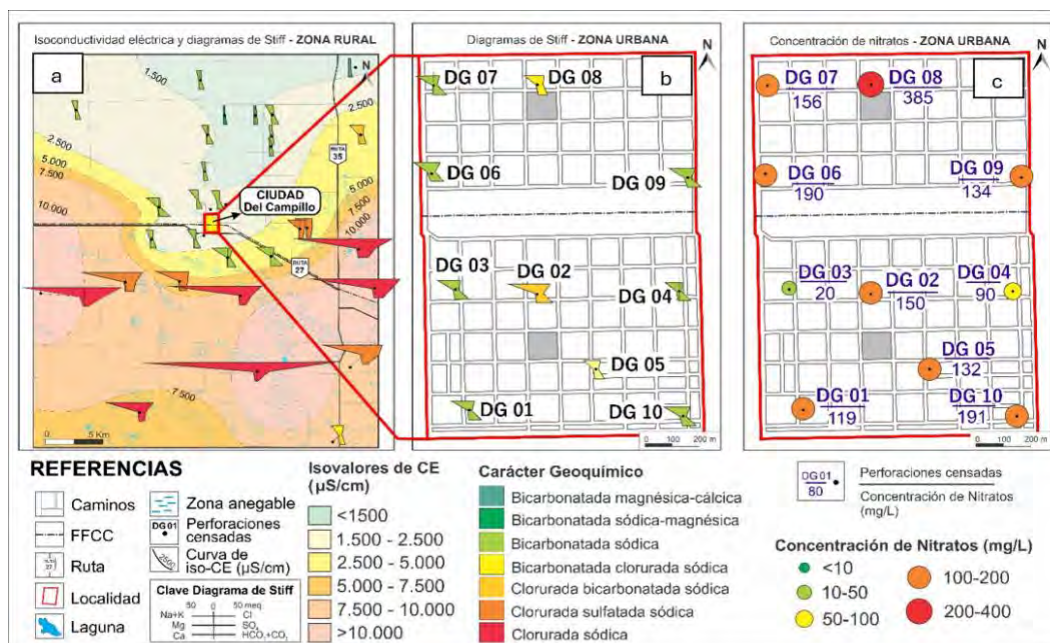


Figura 1. a) Geoquímica del agua en Del Campillo y entorno rural. b) Geoquímica del agua zona urbana. c) Valores de NO_3 en área urbana.

del N. Más detalle geoquímico puede encontrarse en el trabajo de referencia Blarasin et al. (2020). Los isótopos estables del agua ^2H y ^{18}O , evidencian que las muestras de agua subterránea en la zona urbana se desvían de la recta meteórica local (Fig. 2) debido a procesos de evaporación ocurridos antes de la infiltración del agua en el subsuelo o desde el propio nivel freático muy cercano a superficie (aprox. 1-2 m). El agua almacenada en tanques o piletas también experimenta evaporación antes de infiltrarse cuando es utilizada para riego de jardines. Todas se diferencian de aguas más empobrecidas isotópicamente ubicadas fuera de la zona de estudio en cuenca alta (al Oeste), de donde procede el flujo subterráneo, figura 2 (Blarasin et al., 2020).

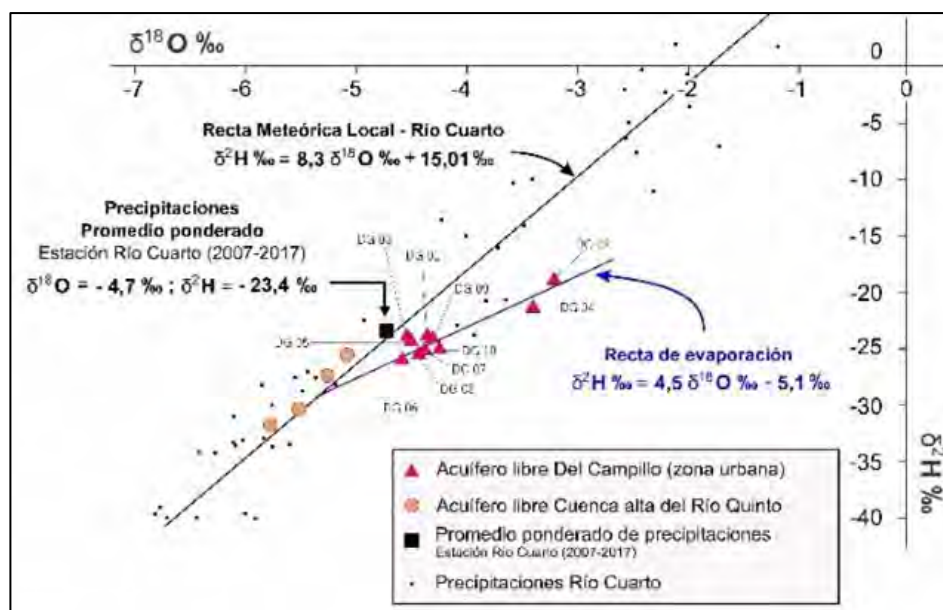


Figura 2. Isótopos estables del agua (Blarasin et al., 2020).

Como se observa en el clásico diagrama isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ (Fig. 3), las muestras de la zona urbana de del Campillo se encuentran todas en el ámbito de los efluentes humanos/animales. Es esperable que al agua subterránea llegue mucha MO, aunque en forma espacialmente heterogénea dependiendo de cada hogar, generando un ambiente reductor, bajando el OD y consiguientemente produciendo desnitrificación, proceso que fracciona en forma importante los isótopos que componen el nitrato. No puede obviarse que puede haber procesos de nitrificación y volatilización, que también fraccionan, superpuestos o consecutivos dependiendo de la cantidad de OD existente en cada momento. Por eso, la posición de las muestras en el gráfico se relaciona con las fuentes, pero además con los procesos y sus diferentes intensidades dada la heterogeneidad de las plumas de contaminación en una zona urbana.

La descripción previa se acompaña notoriamente con los valores hallados en la presente modelación. Se observó que en casi todas las muestras hay una importante evidencia de contribución de la MO de los suelos (jardines, terrenos sin construcción, etc.) con valores que van de 0 % a 73 %, (Fig. 4). Prácticamente no se observa el impacto de fertilizantes, dado el ámbito urbano que domina, aunque hay dos muestras que lo presentan en bajos porcentajes (2 y 7 %) que bien pueden relacionarse a fertilización en jardines o al agua fluyente del entorno rural. Una de ellas es una muestra que probablemente tenga un proceso de volatilización importante ya que es la que se encuentra más fraccionada (DG09). El aporte de efluentes humanos/ganaderos se contabilizó en todas las muestras con valores altos, entre 20 y 94 %. Las 4 que tienen el porcentaje más alto (DG02, DG04,



DG07 y DG09) pueden atribuirse claramente a procesos de desnitrificación predominante. En este estudio, se agregó al modelo como cuarto “end member” la composición isotópica de ^{15}N y ^{18}O atmosférico. Los procesos de volatilización de urea animal o fertilizante o procesos de desnitrificación permiten el escape de especies gaseosas que dan cierta proporción de NO_x al aire que luego puede volver al subsuelo. En estos casos los valores de ^{15}N atmosférico van de -5 ‰ a +5 ‰ y los de ^{18}O , que son altos por incorporación de oxígeno atmosférico, se encuentran entre +25 ‰ a +75 ‰ (Kendall et al., 2007). El valor promedio usado en este trabajo indica que la llegada a las muestras de agua subterránea de ^{15}N y ^{18}O desde la atmósfera es muy baja, mayor en DG01, DG 03 y DG05 que se encuentran en el borde oeste de la ciudad, lo cual puede estar vinculado al flujo subterráneo que entra al ámbito urbano desde la periferia rural según el sentido de flujo Oeste-Este (Blarasin et al., 2020). Este aspecto se vincula a que, en las áreas agrícolas argentinas, la urea volatilizada es abundante, pudiendo citarse como ejemplo, entre numerosos estudios, el de Ferraris et al. (2009), con 3 a 19 kg N ha $^{-1}$.

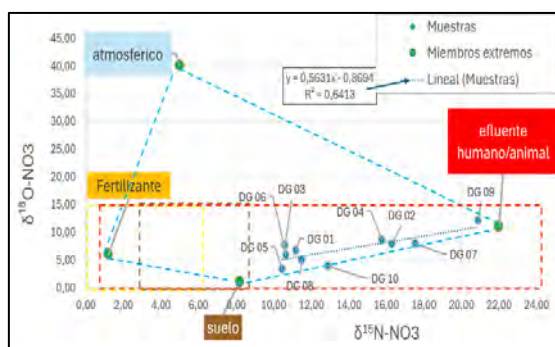
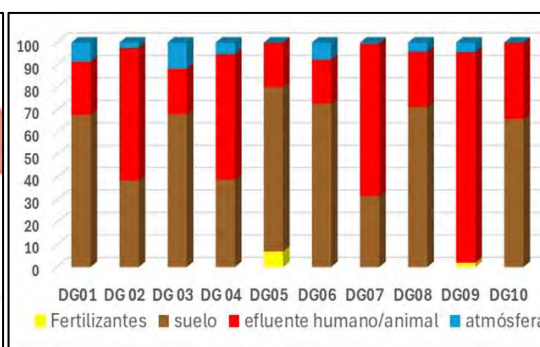
Figura 3. Diagrama isotópico $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ 

Figura 4. Porcentaje de aporte de cada fuente.

Conclusiones

Mediante un modelo de mezcla isotópica de 4 fuentes (fertilizantes, materia orgánica del suelo, efluente humano/animal y atmósfera), se determinó que la contaminación del agua subterránea en la zona urbana estudiada está dominada por la contribución del saneamiento in situ efluente humano (20 a 94 %), materia orgánica del suelo (0 a 73 %) y con bajo aporte atmosférico (0 a 12 %). La influencia de fertilizantes sintéticos se detectó sólo en 2 muestras (2 y 7 %). Respecto a la metodología usada el análisis confirmó que estas proporciones son insensibles a incertidumbres analíticas en los valores isotópicos de los end-members (± 5 ‰). Al tener valores isotópicos de los end-members bien diferenciados, se obtuvo una separación clara de las fuentes, lo que contribuye de manera óptima al cálculo. También el modelo fue insensible a cambios posibles de



calibración en las proporciones iniciales de los miembros extremos (“priors”), respaldando su robustez. Deben usarse proporciones iniciales realistas basadas en el conocimiento previo de la zona, el comportamiento del agua, el ciclo del nitrógeno y uso de la tierra. La robustez del modelo y metodología usada queda respaldada por los errores residuales extremadamente bajos obtenidos (del orden de 10^{-12} a 10^{-15}), lo que indica que *Solver* encontró una solución matemáticamente exacta para las ecuaciones planteadas. En definitiva, los valores modelados y resultados obtenidos sugieren que la solución es única y estable.

Agradecimientos: Esta investigación contó con el apoyo de SECYT UNRC y IAEA (RLA7021).

Referencias bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2022). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.

Blarasin, M., Cabrera, A., Matiatos, I., et al. (2020). Comparative evaluation of urban versus agricultural nitrate sources and sinks in an unconfined aquifer by isotopic and multivariate analyses. *Science of the Total Environment*, 741, 140374.

Frontline Systems. (2025). *Solver Optimization Engine for Microsoft Excel* [Software]. <https://www.solver.com>.

Giuliano Albo, M. J. & Blarasin, M. T. (2014). Hidrogeoquímica y estimación del fondo natural de nitratos del agua subterránea en un agroecosistema. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 71(3), 378-392.

Kendall, C., Elliott, E. M. & Wankel, S. D. (2007). Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. En: Michener, R. H. & Lajtha, K. (Eds.), *Stable Isotopes* (pp. 375–449). Ecology and Environmental Science.

Ferraris, G. N., Couretot, L. A., & Toribio, M. (2009). Pérdidas de nitrógeno por volatilización y su implicancia en el rendimiento del cultivo de maíz. *Informaciones Agronómicas*, 43, 19-22.



EVALUACIÓN DEL ORIGEN DE NITRATOS MEDIANTE CÁLCULO DE MEZCLAS ISOTÓPICAS ($\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$) PARA DEFINIR APORTES DE DIFERENTES FUENTES. AZUA (REPÚBLICA DOMINICANA)

EVALUATION OF NITRATE ORIGIN USING ISOTOPIC MIXING CALCULATIONS ($\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{18}\text{O}$) TO DEFINE CONTRIBUTIONS FROM DIFFERENT SOURCES. AZUA, DOMINICAN REPUBLIC.

Ramírez, Australia¹; Rodríguez, Yenny²; Bautista, Julio²; Blarasin, Mónica³; Cabrera, Adriana³; Bécher Quinodoz, Fátima^{3,4}.

¹Servicio Geológico Nacional de República Dominicana, ²Universidad Nacional Pedro Henríquez Ureña, República Dominicana, ³Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina, ⁴Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. aramirez@sgn.gob.do

Resumen

Dada la extendida contaminación de aguas, el presente trabajo tiene como objetivo cuantificar las proporciones de las distintas fuentes de nitratos (naturales y antrópicas) en las aguas subterráneas mediante un modelo algebraico-estadístico de mezcla apoyado en datos isotópicos, aplicado a muestras de agua de perforaciones. Se encontró que todas las muestras exhiben el impacto de las tres fuentes, aunque la llegada de efluentes ganado/humano es la que menos aporta, salvo en 2 muestras extraídas en área urbanizada donde esa fuente contribuye con algo más del 40 % del NO_3^- . Teniendo en cuenta que es una planicie principalmente agrícola, el impacto de fertilizantes aparece en todos los casos y en porcentajes variables (entre 6,4 % y 54,5 %). La MO del suelo es una fuente de aporte muy relevante ya que llega a todas las muestras, aunque también en porcentajes muy disímiles (1,4 a 93,1 %).

Palabras clave: Geoquímica isotópica, Acuífero, Contaminación, Mezclas geoquímicas.

Introducción

El Valle de Azua se encuentra situado al este del río Jura, en el sector meridional de la República Dominicana, al norte de la bahía de Ocoa y abarca una superficie aproximada de 1.092 km² (Fig. 1a). En esta región, los sectores que más contribuyen a la economía local y generan mayor empleo son, en orden de importancia: la agricultura (57,19 %), los servicios (13,37 %) y el comercio (7,79 %).

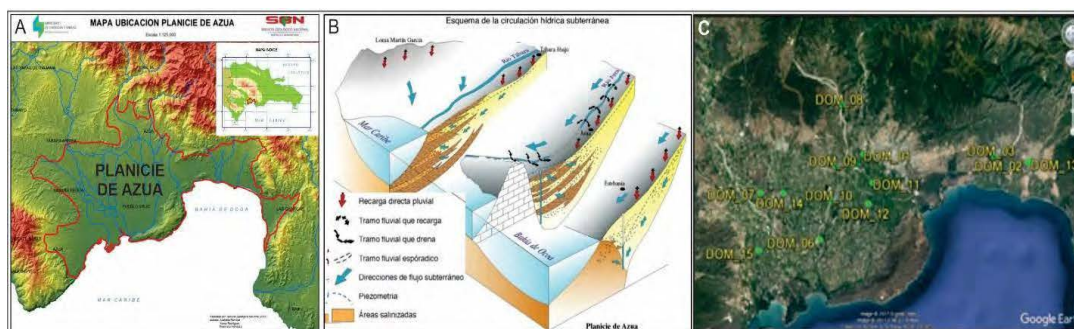


Figura 1. a) Ubicación de Planicie de Azua, República Dominicana (SGN 2016). b) Esquema hidrogeológico (Aguater, 2000). c) Sitios de muestreo.

El agua subterránea constituye una fuente fundamental para el suministro de riego y otras actividades en el valle de Azua, cuya superficie cultivable alcanza las 12.000 hectáreas, convirtiéndolo en el principal polo agrícola de la provincia. Entre los cultivos predominantes destacan el tomate, melón, maní, tabaco y plátano. Estudios previos de caracterización geoquímica e isotópica (Vadillo, 2016; Rodríguez et al., 2019) han permitido identificar impactos preliminares de actividades antropogénicas sobre el acuífero libre. El presente trabajo tiene como objetivo cuantificar las proporciones de las distintas fuentes de nitratos (naturales y antrópicas) en las aguas subterráneas mediante un modelo algebraico-estadístico de mezcla apoyado en datos isotópicos, aplicado a muestras de agua de perforaciones.

Características principales de la zona de estudio

La zona de investigación presenta un régimen pluviométrico anual promedio de 723 mm, con una marcada variabilidad espacial. Los registros de las estaciones meteorológicas muestran valores que oscilan entre 493 mm/año en El Sisal (sector más seco) y 1.238 mm/año en Peralta (cuenca del río Jura), evidenciando un claro gradiente altitudinal en la distribución de las precipitaciones. Geomorfológicamente, el área está constituida por: (i) un extenso abanico aluvial que forma la planicie de Azua, (ii) dos abanicos secundarios en su sector oriental, y (iii) el límite norte definido por las elevaciones de la Cordillera Central (Aguater, 2000). El sistema hidrológico superficial está dominado por dos ríos principales que cumplen un rol fundamental en la recarga del acuífero mediante procesos de infiltración de agua dulce (río influente). Estos cursos de agua presentan características hidroquímicas típicas, con una conductividad eléctrica del orden de 304 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y nitratos en el orden de 4 mg/L. Desde la perspectiva hidrogeológica pueden destacarse las siguientes formaciones geológicas (Aguater, 2000, Fig. 1b):

a. Facies Porosas, acuíferos de permeabilidad alta y muy productivos: Depósitos aluviales



gruesos asociados con los trechos intermedios de los ríos Tábara y Jura (Cuaternario). **b.** Facies Porosas, acuíferos de productividad importante y/o media, freáticos o confinados: depósitos gruesos como aluviones gruesos en condiciones hidrogeológicas típicamente freáticas, hasta depósitos con niveles arcillosos importantes que intercalan y confinan capas acuíferas, éstas últimas en el sector occidental que se extiende hasta la línea de costa (Cuaternario) **c.** Facies Porosas, acuíferos locales y discontinuos, permeabilidad moderada o baja, poco productivos: Depósitos fluviales finos (Cuaternario). **d.** Facies Fisuradas, sede de acuíferos extensos y productivos, de permeabilidad normalmente alta: Calizas de la Sierra de Martín García (Neógeno). **e.** Restringidos aparecen depósitos continentales margosos-pelíticos y depósitos costeros.

Materiales y métodos

Las muestras de aguas subterráneas proceden de 14 perforaciones realizadas en el acuífero poroso (Fig. 1c). En campo se midió pH, temperatura y conductividad eléctrica (CE). En los laboratorios del Instituto Nacional de Aguas Potables y Alcantarillados (INAPA) y del Centro de Hidrogeología de la Universidad de Málaga (CEHIUMA) se analizaron Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^- . En el laboratorio de hidrología Isotópica del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) en Viena se analizaron $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ de la molécula del agua y $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{18}\text{O}$ de la molécula del nitrato.

Para el cálculo de las mezclas se utilizó el modelo numérico de Blarasin et al. (2025, Actas de la presente RAGSU). El mismo se basa en calcular mezclas con isótopos de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}\text{--NO}_3^-$ y $\delta^{18}\text{O}\text{--NO}_3^-$) para cuantificar las contribuciones de las fuentes potenciales de degradación del agua. Las proporciones de mezcla se resolvieron mediante optimización numérica de tipo *GRG No Lineal* que ajusta las proporciones de cada fuente para que la composición calculada de la mezcla se acerque lo máximo posible a los datos reales, minimizando las diferencias (residuos). El modelo fue optimizado utilizando la herramienta *Solver* de Microsoft Excel 365 (versión 16.0, motor de Frontline Systems, 2025) minimizando la diferencia entre los valores observados y los predichos por el balance de masa. El modelo considera [X] fuentes principales (“*end members*” o miembros extremos, es decir, cada fuente aportante) con valores isotópicos característicos y diferentes. Desde el punto de vista teórico el modelo asume conservación de la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}\text{--NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O}\text{--NO}_3$ al momento de la mezcla. Las ecuaciones son:

$$\bullet \quad \delta^{15}\text{N}_{\text{muestra}} = f_1 \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{Fuente1}} + f_2 \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{Fuente2}} + \dots + f_n \cdot \delta^{15}\text{N}_{\text{FuenteN}}$$



- $\delta^{18}\text{O}_{\text{muestra}} = f_1 \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{Fuente1}} + f_2 \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{Fuente2}} + \dots + f_n \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{FuenteN}}$
- $\sum f_i = 1$ (balance de masas)

Para la validación se realizó el estudio geoquímico con otros trazadores cuyos resultados más importantes pueden encontrarse en los trabajos de (Vadillo, 2016 y Rodríguez et al., 2019) Además, asume “*priors*” o “proporciones antecedentes” iguales para los “*end members*” principales (MO suelo, fertilizantes y estiércoles/fecas humanas) no obstante, desde lo conceptual se pueden cambiar dependiendo de la zona y uso de la tierra. En este caso los valores usados se presentan en la Tabla 1, advirtiéndose que los datos isotópicos de los fertilizantes inorgánicos se midieron en aquellos utilizados en la zona (urea, NPK) por lo que se usó un promedio de éstos. Los datos para efluentes de tanques sépticos/ganado y materia orgánica (MO) del suelo fueron tomados de la bibliografía (Cao et al., 2022, Zang et al., 2023). Si los valores iniciales están cerca de la solución y se obtienen errores casi nulos se demuestra prácticamente la exactitud de la solución. Al trabajar con *Solver* se pudieron calcular diferentes corridas teniendo en cuenta la incertidumbre de los datos medidos y rangos de proporciones pudiendo variar los valores de los *end members* según las incertidumbres de medición y verificar si hay cambios en la solución matemática. Dado que no se observaron tales cambios se mantuvieron los valores originales reportados o citados. En *Solver* se aplican restricciones para que se respete el balance de masas y la acción de minimizar el error cuadrático medio es a través de 100 iteraciones, aunque se pueden agregar miles de ellas si el modelo no converge, aunque en el presente caso la convergencia fue en pocos segundos. En este caso los errores fueron muy bajos (del orden de 10^{-11} a 10^{-16}).

Tabla 1. Valores isotópicos de “*end members*” y “*priors*”.

Valores isotópicos de “ <i>end members</i> ”	%	Proporciones antecedentes asumidas por el modelo para cada fuente	%
Fertilizantes $\delta^{15}\text{N}$	0,8	Prior Fertilizante	33,33
Fertilizantes $\delta^{18}\text{O}$	7	Prior MO suelo	33,33
MO suelo $\delta^{15}\text{N}$	6	Prior efluente ganado/humano	33,33
MO suelo $\delta^{18}\text{O}$	0,2	Total	100
Efluente ganado/humano $\delta^{15}\text{N}$	22		
Efluente ganado/humano $\delta^{18}\text{O}$	5	En verde medidos en zona	

Resultados

Los valores más ligeros de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ del agua en los ríos Tábara y Jura respecto a los registrados en la estación pluviométrica de Peralta (500 msnm) indican un origen de la



recarga a mayor elevación. Aplicando el gradiente altitudinal regional de -0.25 ‰ $\delta^{18}\text{O}/100\text{ m}$ y considerando las diferencias isotópicas entre Peralta (-4.00 ‰ $\delta^{18}\text{O}$) y los ríos (-1.00 ‰ $\delta^{18}\text{O}$), se estima una elevación de recarga aproximadamente 1.200 m por encima de la estación de referencia. Esta elevación calculada coincide con las cotas de la Sierra de Ocoa (1.700 msnm), confirmando que las cabeceras de estas cuencas constituyen las principales zonas de recarga del sistema hidrológico. La concordancia entre los datos isotópicos y la topografía local valida el modelo conceptual de recarga orográfica en el área (Vadillo, 2016; Rodríguez et al., 2019). Por otro lado, ninguna de las muestras se encuentra en el campo del nitrato inorgánico, por lo que podría considerarse insignificante como una fuente de nitrógeno para el agua subterránea. La mayoría de las muestras están agrupadas en el campo de nitrógeno del suelo, pero la mayoría muestra concentraciones de NO_3^- por encima de 10 mg/L (Fig. 2a) y estos valores no se generan después de la mineralización del N orgánico por microbios del suelo ($\text{R-NH}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$).

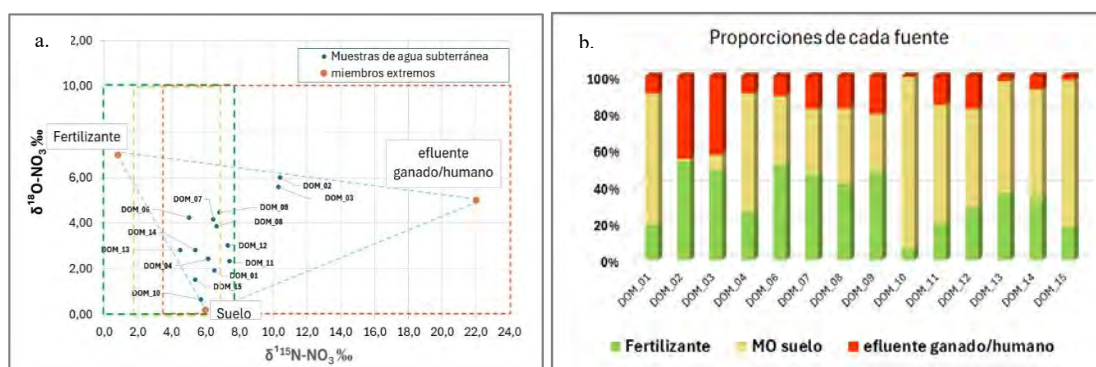


Figura 2. a) Ubicación de las muestras en el diagrama ($\delta^{15}\text{N-NO}_3$ y $\delta^{18}\text{O-NO}_3$). b) Porcentajes de aporte de cada fuente primaria de nitratos.

De acuerdo con la concentración de nitratos y valores isotópicos de N y O de nitrato (Fig. 2a), el nitrógeno de las muestras de agua subterránea podría provenir de fertilizantes de amonio que han sufrido procesos de volatilización de NH_4^+ (enriquecimiento de ^{15}N) y posteriormente nitrificación para convertir NH_4^+ a NO_3^+ . Además del reconocimiento de los fertilizantes como fuentes de nitrógeno, también se ha detectado el nitrógeno orgánico de las aguas residuales urbanas. Dos de las muestras (número 02 y 03) se localizan en el campo de "Aguas orgánicas y residuales" (Fig. 2a). Ambas fueron sacadas en dos puntos en las áreas urbanas en la llanura de Estebanía, por lo que es probable la contaminación urbana por la fuga de aguas residuales urbanas a través del sistema de ductos. Un apoyo de esta idea es la alta concentración de nitrato y cloruro de ambos puntos (100 mg/L y 65 mg/L, respectivamente, Vadillo, 2016). Esta descripción se acompaña notoriamente con



los valores hallados en la presente modelación. En casi todas las muestras hay una importante evidencia de contribución de la MO de los suelos con valores que van de 1,4 % a 93,1 %, destacándose que del total de las muestras el 43 % tiene más del 50 % de NO_3 proveniente de la MO del suelo (Fig. 2b). Todas las muestras prueban el impacto de fertilizantes, con valores de aporte entre 6,4 % y 54,5 %. Es relevante mencionar que aún los 2 pozos surgentes, y dado que la capa acuífera es poco profunda presentan 28,8 % (DOM 12) y 51,7 % (DM06) de impacto de fertilizantes, lo que evidencia la llegada de esta contaminación desde aguas arriba, en sitios donde esa capa es recargada por el acuífero libre. El aporte de efluentes humanos/ganadero se contabilizó en todas las muestras, aunque algunas en valores ínfimos, el más bajo de 0,9 % (DOM10). Los 2 más altos se corresponden con las muestras ubicadas en ámbito residencial DOM02 y DOM03 con 44,9 % y 42,8 % respectivamente, las que en el diagrama isotópico de la figura 2b se observan como las más fraccionadas, aspecto que puede atribuirse a desnitrificación lo que se confirma con estos porcentajes hallados. Estas 2 muestras también dieron alta concentración de NO_3 derivado de fertilizantes por lo que se asume que la volatilización y nitrificación de los fertilizantes amoniacales que llegan en el flujo subterráneo desde la periferia rural, contribuyeron al fraccionamiento de los isótopos evaluados y porcentajes de miembros extremos hallados (Fig. 2b). Se destaca que las muestras 6 y 12 corresponden a 2 perforaciones surgentes. Si bien no son muy profundas son capas acuíferas en zona de descarga y con techo impermeable arcilloso, sin embargo, en el aguas arriba según la dirección de flujo primero descendente y luego ascendente, (Fig. 1b) muestran impacto de fertilizantes y efluentes que no han podido diluir totalmente.

Conclusiones

El análisis realizado en la Planicie de Azua, apoyado en estudios previos, ha permitido modelar cuantitativamente el proceso de contaminación del sistema de aguas subterráneas, identificando aportes de nitratos mediante el uso de datos isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{18}\text{O}$ no sólo del agua muestreada sino de las fuentes que aportan compuestos del Nitrógeno. Así, el análisis algebraico-estadístico permitió definir los diferentes porcentajes que los compuestos nitrogenados aportan al agua subterránea (materia orgánica de suelo, fertilizantes amoniacales y nitrógeno orgánico procedente de aguas residuales ganado/humanas). Se encontró que todas las muestras exhiben el impacto de las tres fuentes, aunque la llegada de efluentes ganado/humano es la que menos aporta, salvo en 2 muestras extraídas en área urbanizada donde esa fuente contribuye con algo



más del 40 % del NO_3 . Sin embargo, en ambas muestras, también es alto el aporte de fertilizantes de la llanura circundante según el modelo numérico. El impacto de fertilizantes (entre 6,4 % y 54,5 %) ocurre en todas las muestras en porcentajes variables teniendo en cuenta que es una planicie principalmente agrícola y su impacto alcanza incluso al agua de 2 pozos surgentes en la zona de descarga más cercana al mar. Aunque en el diagrama isotópico clásico ($\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{18}\text{O}$) sólo una muestra cae en el campo de los fertilizantes amoniacales, es claro que todas han sufrido llegada de los mismos y procesos de volatilización/nitrificación, que al fraccionar los isótopos desplazan la ubicación de las muestras al campo de suelo o efluentes. Este método, que usa la señal isotópica para evaluar la mezcla, evidencia la participación de los mencionados agroquímicos. La MO del suelo es una fuente de aporte muy relevante ya que llega a todas las muestras, aunque en porcentajes muy variables (1,4% a 93,1). Este tipo de estudios refuerza la idea sobre la importancia de la investigación para una mejor gestión de uso del suelo, de los agroquímicos y de los recursos hídricos subterráneos.

Agradecimientos

Al proyecto ARCAL de IAEA RLA7021 IAEA y Servicio Geológico Nacional de República Dominicana NDRHI, Instituto Nacional de Aguas Potables y Alcantarillados INAPA.

Referencias bibliográficas

Aquater, (2000). *Estudio Hidrogeológico de la Planicie de Azua*. Memoria N° 3, Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INDRHI), Santo Domingo, República Dominicana.

Blarasin, M., Bécher Quinodóz, F., Pramparo, S., et al. (2025). Mezcla de agua subterránea: definición de contribuciones de fuentes contaminantes incluyendo aporte atmosférico. *VII Reunión Argentina de Geoquímica de Superficie (RAGSU)*. Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

Cao, M., Hu, A., Gad, M., et al., (2022). Domestic wastewater causes nitrate pollution in an agricultural watershed, China. *Science of the Total Environment*, 807, 150787.

Rodríguez, Y., Ramírez, A., José, S., et al. (2019). Use of water ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) and nitrate ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$) Isotopes for the evaluation of urban and agricultural activities on groundwater (Azua, Dominican Republic). *International Symposium on Isotope Hydrology*. International Atomic Energy Agency (IAEA), Isotope Hydrology Section, Vienna, Austria.



- Vadillo, I. (2016). Case study on use of isotopes in Dominican Republic. Newsletter HIS.
- Zhang, D., Ge, W. B., Zhao, A. P., et al. (2023). Factors affecting nitrate concentrations and nitrogen and oxygen isotope values of effluents from waste water treatment plant. *Huan Jing ke Xue= Huanjing Kexue*, 44(6), 3301-3308.



EFFECTOS DE LA CONTINENTALIDAD Y LA ALTITUD SOBRE LA COMPOSICIÓN ISOTÓPICA DE LAS PRECIPITACIONES EN EL SUR DE CÓRDOBA

EFFECTS OF CONTINENTALITY AND ALTITUDE ON THE ISOTOPIC COMPOSITION OF PRECIPITATION IN SOUTHERN CÓRDOBA

Cabrera Adriana.¹, Pascuini Miguel.^{1,2}, Bécher Quinodóz Fátima.^{1,2}, Blarasin Mónica.¹ y Pramparo Santiago.^{1,2}

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Departamento de Geología, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Argentina. acabrera@exa.unrc.edu.ar

Resumen

Los isótopos estables del agua son herramientas poderosas para rastrear origen y fuente de recarga de sistemas hidrológicos, mezclas, entre otros. Para ello, es fundamental definir líneas meteóricas locales (LML) que permitan interpretar procesos (evaporación, mezclas) y áreas de recarga. Este estudio analiza la composición isotópica de precipitaciones en Córdoba, y sus variaciones siguiendo la trayectoria de las masas de humedad procedentes del Atlántico. Se calcularon promedios aritméticos y ponderados por la cantidad de precipitaciones caídas, y se definieron las LMLs mediante regresión lineal y ortogonal. Los resultados muestran un empobrecimiento isotópico en llanura desde $\delta^{18}\text{O} = -4,2 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -20,4 \text{ ‰}$, al este, a $\delta^{18}\text{O} = -4,7 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -24,6 \text{ ‰}$ al oeste, por efecto continental. En sierras se suma, el efecto altitudinal dado por lluvias orográficas y fraccionamiento por eventos nivosos ($\delta^{18}\text{O} = -5,3 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -28,0 \text{ ‰}$). Los altos valores de “d”, reflejan distintos orígenes de las lluvias (vapor reciclado, ENSO, ZCIT). Estos datos fortalecen el conocimiento hidrogeológico regional.

Palabras clave: Isótopos estables, Precipitaciones, Continentalidad, Altitudinalidad, Huella isotópica.

Introducción y Objetivo

En la elaboración de todo modelo hidrogeológico, es importante realizar un análisis detallado de las precipitaciones (P), por ser la fuente principal de recarga de los sistemas hidrológicos. Las variaciones en la composición isotópica de las P dependen de muchos factores (estacionalidad, humedad ambiente, cantidad, temperatura) (Gat, 2010, Clark, 2015). El uso de isótopos estables para rastrear el agua subterránea desde su origen de recarga como P se basa en la conservación de la señal meteórica a lo largo del flujo subterráneo (Clark, 2015). Así, es posible diferenciar recargas a distintas altitudes o bajo



distintos climas. Las mediciones isotópicas en las P permitieron construir una línea meteórica global (LMG: $\delta^2\text{H} \text{‰} = 8 \delta^{18}\text{O} \text{‰} + 10 \text{‰}$), a la cual pueden asociarse los diversos procesos hidrológicos que actúan en las aguas superficiales y subterráneas (Global Network for Isotopes in Precipitation (GNIP); IAEA, 2002). Aunque la LMG es muy útil, es preferible contar con líneas meteóricas locales (LML) en cada región para ajustar con mayor precisión las interpretaciones sobre relaciones y procesos hidrológicos, áreas de recarga, procesos (evaporación, mezclas), etc. Estos aspectos pueden ayudar a comprender el comportamiento de los sistemas hidrológicos y sirven de base para una gestión sustentable. Teniendo en cuenta que las P deben ser monitoreadas en estudios isotópicos, Argentina cuenta desde 1978, con una Red Nacional de Colectores de isótopos estables en P. Esta red fue coordinada desde sus inicios por el Instituto de Geocronología y Geología Isotópica (INGEIS-UBA) y, en los últimos años, por el Centro de Geología de Costas de la UNMdP. Varias de estas estaciones forman parte de la red global GNIP (IAEA, 2002; Dapeña y Panarello, 2008). En Córdoba, el Grupo de Hidrogeología (UNRC) ha instalado estratégicamente tres colectores de P (Fig. 1): a) **Canals** ($33^{\circ}33'44,56''\text{S}$, $62^{\circ}53'6,23''\text{O}$, altitud 126 m s.n.m.) en la llanura húmeda occidental de la provincia, operativa desde 2012. b) **Río Cuarto** ($33^{\circ}7'4''\text{S}$, $64^{\circ}19'46''\text{O}$, 434 m s.n.m.), considerada la más representativa por encontrarse en la llanura subhúmeda seca, la más extensa de Córdoba, y por abarcar el período más largo (2006-2025). c) **Alpa Corral** ($32^{\circ}41'25,32''\text{S}$, $64^{\circ}43'20,66''\text{O}$, 823 m s.n.m.), ubicada desde 2014, en las Sierras de los Comechingones. En todas estas estaciones se recolectan mensualmente muestras de P para análisis de isótopos estables, para registrar información a lo largo de una transecta este-oeste en la provincia y estudiar posibles cambios en los valores isotópicos de las P y vincular con las situaciones de recarga. Esta información es clave para definir lineamientos básicos para el uso sustentable del agua superficial y subterránea, ambas fuentes esenciales de abastecimiento para todas las actividades urbanas y rurales de la provincia (Blarasin et al., 2014).



Figura 1. Ubicación de estaciones pluviométricas para determinaciones isotópicas.

En este contexto el objetivo del trabajo es analizar la composición isotópica de las precipitaciones en Córdoba, y las variaciones altitudinales y latitudinales (de este a oeste), considerando las condiciones de relieve y meteorológicas que las originan,



respectivamente. Esto es fundamental ya que permitirá mejorar la comprensión de la función de ingreso a los sistemas regionales de aguas superficiales y subterráneas.

Características geológicas y climáticas del área de estudio: Córdoba se divide en dos grandes regiones: las Sierras Pampeanas, al oeste, y la Llanura Pampeana, al este. La geomorfología del sur de la provincia se encuentra estrechamente ligada a la estructura en bloques que la caracteriza, a las variaciones climáticas cuaternarias y a eventos neotectónicos. Las sierras forman una gran unidad morfoestructural, norte-sur, constituidas por rocas ígneo-metamórficas precámbricas y paleozoicas, que reflejan una compleja historia erosiva desde el Carbonífero superior, y modificada por la orogenia andina. La llanura es una vasta planicie de agradación modelada principalmente por procesos eólicos, fluviales y palustres. Sus variaciones de relieve se deben a bloques estructurales activos y con diferente cota y a ciclos de erosión y deposición asociados a cambios climáticos del Cuaternario, que definieron su dinámica geomorfológica y su paisaje actual (Degiovanni et al., 2005).

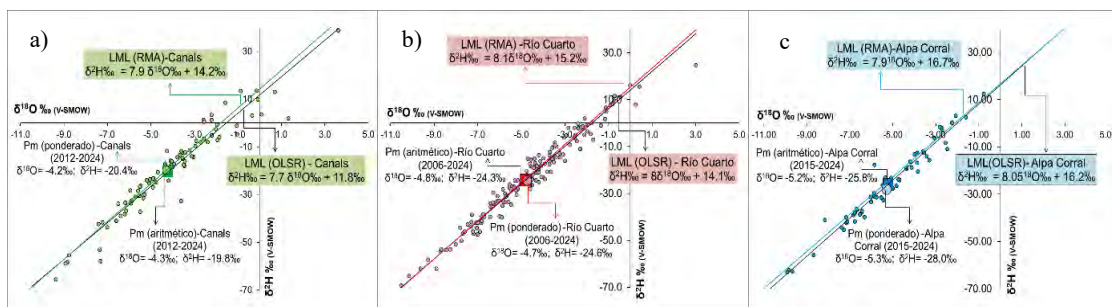
En provincia existe gran variabilidad climática y, por ello, diferentes posibilidades de aporte de agua a ríos, lagos y acuíferos (Blarasin et al., 2014). El clima de la provincia de Córdoba está influido por cuatro centros de acción, permanentes o semipermanentes: dos anticiclones (del Atlántico y del Pacífico) y dos de baja presión (las depresiones del noroeste argentino y del sur) que regulan el ingreso de humedad y los cambios de masa de aire (Capitanelli, 1979; Caffera & Berbery, 2006). Por la latitud en que se encuentra la provincia, predomina un clima templado con características mediterráneas. Las variaciones observadas dependen de los cambios en el relieve, el origen de las masas de aire y procesos meteorológicos locales. Según Capitanelli (1979), el régimen térmico se caracteriza por un invierno riguroso ($T < 10\text{ }^{\circ}\text{C}$, entre junio y agosto) y un “verano térmico” moderadamente cálido ($T > 20\text{ }^{\circ}\text{C}$, entre octubre-noviembre y marzo-abril), con heladas más intensas de mayo a septiembre. La temperatura media (T_m) de la región es de $16,5^{\circ}\text{C}$ (máx.= $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y mín.= $10\text{ }^{\circ}\text{C}$), con excepciones en las zonas serranas de mayor altitud. Las precipitaciones en la llanura provienen principalmente del anticiclón del Atlántico, siendo el 70 % producto de procesos frontales, es decir, con intervención de más de una masa de aire. Del total anual, el 82% de las lluvias se concentra en primavera-verano. En la llanura (Fig. 1), el clima varía desde húmedo-subhúmedo, con una precipitación media anual (PMA) de 950-850 mm, sin o con poca deficiencia hídrica (al este), y hacia el oeste, subhúmedo-seco, con una PMA entre 850 y 600 mm, y excedentes



hídricos nulos o bajos y déficits hídricos menores a 200 mm, en el sector central, y algo mayores a 200 mm en el sudoeste de la provincia. Estas características climáticas reflejan la influencia del aire cálido y húmedo procedente del Atlántico. A este comportamiento general se suman variaciones generadas por fenómenos como el El Niño–Oscilación del Sur (ENSO), la Zona de Convergencia del Atlántico Sur (ZCAS), el Jet Stream en capas bajas (LLJ), los Mesosistemas y la circulación de los oestes, entre otros (Caffera and Berbery, 2006; Vera et al., 2006). En las zonas de sierras y pedemonte se observa una mayor variabilidad de lluvias debido a la combinación de factores geomorfológicos, como la altitud y la exposición (Capitanelli, 1979; Cabrera et al., 2019).

Materiales y Métodos

Las recolectaron muestras de P mensuales en botellas PET de 100 mL. Los análisis de $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ se realizaron por espectrometría de masas (IRMS) y espectroscopía láser (Los Gatos Research) en INGEIS, hasta 2014 y, desde entonces hasta la actualidad en la UNMdP. Los resultados se expresan como desviaciones isotópicas (δ), en ‰ ($\delta = 1000 (R_s - R_p)/R_p$), siendo R la relación isotópica ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) de la referencia internacional (R_p) y de la muestra de agua (R_s). Las incertidumbres para $\delta^{18}\text{O}$ son $\pm 0,2$ ‰ (IRMS) y $\pm 0,3$ ‰ (láser) y para $\delta^2\text{H}$ es $\pm 1,0$ ‰. Se calcularon promedios aritméticos y ponderados (en función de las P mensuales). Se depuraron datos, eliminando valores anómalos o asociados a P muy bajas, que suelen mostrar menor exceso de deuterio (“ d ”) por re-evaporación o sesgos del muestreo. De 86 muestras de Canals, 165 de Río Cuarto y 66 de Alpa Corral, se descartaron 9, 3 y 4, respectivamente. Las diferencias entre promedios aritméticos y ponderados suelen ser pequeñas cuando la precipitación está bien distribuida, pero los ponderados son preferibles para estudios hidrológicos porque reducen efectos no deseados (IAEA, 1992). Las LMLs se definieron por regresión lineal mediante: regresión por mínimos cuadrados ordinarios (OLSR) y regresión de eje mayor reducido (regresión ortogonal-RMA), (Hughes & Crawford, 2012). Si bien ambas LMLs describen bien la relación $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$, para estudios hidrogeológicos, ambas pueden introducir efectos indeseados, ya que las P de escasa magnitud, que pueden haberse enriquecido por evaporación (y no son tan relevantes para la recarga), tienen la misma influencia en la pendiente (“ d ”) de la recta, y, si bien el uso de promedios ponderados, reduce levemente este efecto, no lo elimina (Hughes & Crawford, 2012). La comparación de valores promedios entre las 3 estaciones, que permite ver variaciones espaciales, se realizó para el período en común 2015-2024.



Resultados: Variabilidad espacial de la composición isotópica en las precipitaciones

Estación Canals: El promedio aritmético ($\delta^{18}\text{O} = -4,3 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -19,8 \text{ ‰}$) en las precipitaciones de Canals para el período analizado (2012-2024), resultó muy similar al promedio ponderado ($\delta^{18}\text{O} = -4,2 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -20,4 \text{ ‰}$). La relación entre los valores de $\delta^2\text{H}$ y los de $\delta^{18}\text{O}$ ($r = 0,984$, $p\text{-valor} = 0,01$) permiten definir la línea meteórica local (Fig. 2.a). La LML obtenida por regresión lineal ordinaria (OLSR: $\delta^2\text{H} \text{ ‰} = 7,7 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰} + 11,8 \text{ ‰}$) resulta similar a la obtenida por regresión ortogonal (RMA: $\delta^2\text{H} \text{ ‰} = 7,9 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰} + 14,2 \text{ ‰}$), y ambas similares, aunque levemente desplazadas, respecto a la línea meteórica global (LMG). La mayor diferencia entre ellas radica en el “ d ”, resultando en más de 3,8 ‰ mayor que la global (RMA tiene un “ d ”, 2,4 ‰ más alto que la OLSR).

Estación Río Cuarto: El promedio aritmético ($\delta^{18}\text{O} = -4,8 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -24,3 \text{ ‰}$) y el ponderado ($\delta^{18}\text{O} = -4,7 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -24,6 \text{ ‰}$) en las P de Río Cuarto dieron también, resultados similares para el período analizado (2001-2024). La correlación entre $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ también resultó altamente significativa ($r = 0,965$, $p\text{-valor} = 0,01$). Además, también dan muy similares las LMLs (OLSR: $\delta^2\text{H} \text{ ‰} = 8,0 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰} + 14,1 \text{ ‰}$; RMA: $\delta^2\text{H} = 8,1 \delta^{18}\text{O} + 15,2 \text{ ‰}$), resultando, ambas líneas muy similares y levemente desplazadas, en más de 4,1 ‰ en la ordenada al origen, en relación con la LMG (RMA tiene un “ d ”, 1,1 ‰ más alto que la OLSR) (Fig. 2.b).

Estación Alpa Corral: En esta estación, del mismo modo que en las anteriores, se repite nuevamente la obtención de resultados similares para caracterizar las precipitaciones en el período 2015-2024, tanto utilizando el método del promedio aritmético ($\delta^{18}\text{O} = -5,2 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -25,8 \text{ ‰}$) como por el ponderado ($\delta^{18}\text{O} = -5,3 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -28,0 \text{ ‰}$). Del mismo modo también, la correlación entre isótopos es muy significativa ($r = 0,971$, $p\text{-valor} = 0,01$) y las LMLs resultan muy similares (OLSR: $\delta^2\text{H} \text{ ‰} = 8,1 \delta^{18}\text{O} \text{ ‰} + 16,2 \text{ ‰}$ y RMA: $\delta^2\text{H} = 7,9 \delta^{18}\text{O} + 16,7 \text{ ‰}$), y también desplazadas en relación con LMG, en este caso con “ d ” en más de 6 ‰ (RMA tiene un “ d ”, 0,5 ‰ más alto que la OLSR) (Fig. 2.c).

Figura 2. $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$. a) Estación Canals. b) Estación Río Cuarto. c) Estación Alpa Corral.



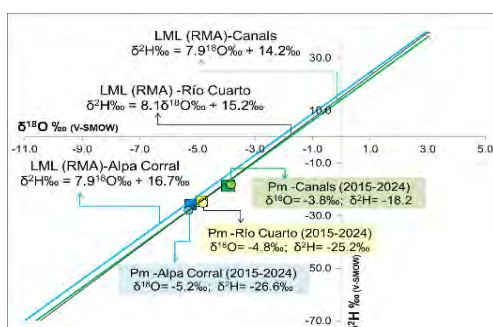
En la Tabla 1 se muestran los estadísticos más importantes que permiten ver la variabilidad en la composición isotópica de las precipitaciones. La figura 3 permite observar la comparación de valores promedios (aritméticos y ponderados) obtenidos en las tres estaciones. En esta última figura se observa claramente como el promedio (aritmético y ponderado) muestran el empobrecimiento isotópico desde el este al oeste provincial. Finalmente, la figura 4 muestra el esquema del efecto continental y de altitud en las precipitaciones del sur de Córdoba.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos.

	N	Mín.	Máx.	Media	Desviación estándar	Varianza
$\delta^{18}\text{O}\text{‰}-\text{C}$	77	-10.5	3.6	-4.3	2.4	5.6
$\delta^{18}\text{O}\text{‰}-\text{RC}$	162	-11.4	0.4	-4.8	2.3	5.3
$\delta^{18}\text{O}\text{‰}-\text{AC}$	61	-9.9	-0.13	-5.2	2.2	4.9
$\delta^2\text{H}\text{‰}-\text{C}$	77	-75.40	38.0	-19.8	19.8	390.6
$\delta^2\text{H}\text{‰}-\text{RC}$	162	-84.0	16.2	-24.3	18.8	353.0
$\delta^2\text{H}\text{‰}-\text{AC}$	61	-63.0	12.5	-25.8	17.6	310.9
$d\text{‰}-\text{C}$	77	6.0	34.0	15.0	5.2	27.0
$d\text{‰}-\text{RC}$	162	6.0	23.0	14.2	3.3	10.7
$d\text{‰}-\text{AC}$	60	7.0	29.0	16.0	3.7	13.7

C: Canals; RC: Río Cuarto; AC: Alpa Corral

El 82 % de las muestras presentan valores de “ d ” $> 10\text{‰}$, lo que sugiere que las P provienen principalmente de vapor reciclado asociado a masas de aire con humedades relativas menores al 85 % (Gat, 2010; Clark, 2015). El 14%, “ d ” $< 10 \text{‰}$, es decir, originadas en masas de aire con humedad superior al 85%, lo que indicaría procesos de fraccionamiento cinético (Gat, 2010). Solo el 4% presentan valores de “ d ” iguales a 10 ‰, lo que es característico del vapor oceánico que se condensa bajo condiciones estándar (Gat, 2010). El alto porcentaje de lluvias con “ d ” $> 10 \text{‰}$ otorga una firma típica a las precipitaciones, que luego se refleja en la firma isotópica de las aguas subterráneas del sur de la llanura de Córdoba (Cabrera et al., 2019).

Figura 3. Comparación entre las 3 estaciones de la relación $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$.Figura 4. Efecto continental y de altitud sobre las composiciones isotópicas ($\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$) de las P al sur de Córdoba.



Conclusiones

Las precipitaciones en el sur de la provincia de Córdoba presentan una composición isotópica distintiva, con valores promedio que evidencian un progresivo empobrecimiento en isótopos pesados de este a oeste. Este patrón se relaciona con la llegada de frentes de humedad provenientes del Atlántico, que, al desplazarse hacia el interior del continente, pierden progresivamente su contenido de isótopos más pesados a través de la precipitación. En la llanura pampeana, este efecto continental se manifiesta en valores que varían desde $\delta^{18}\text{O} = -4,2 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -20,4 \text{ ‰}$ en el sector oriental, hasta $\delta^{18}\text{O} = -4,7 \text{ ‰}$ y $\delta^2\text{H} = -24,6 \text{ ‰}$ en el sector occidental. Este empobrecimiento refleja la descarga de lluvias más enriquecidas en las etapas iniciales del avance del frente, resultando en precipitaciones progresivamente más empobrecidas a medida que la masa de aire avanza hacia el oeste. Se suma a este efecto continental la ocurrencia de precipitaciones orogénicas en el sector serrano, lo que genera, por efecto altitudinal y fraccionamiento a menores temperaturas, incluidos eventos níveos anuales, un empobrecimiento aún mayor de las precipitaciones en estos sectores de la provincia ($\delta^{18}\text{O} = -5,3 \text{ ‰}$; $\delta^2\text{H} = -28,0 \text{ ‰}$). Las Líneas Meteoricas Locales obtenidas mediante regresión lineal ordinaria (OLSR) y regresión ortogonal (RMA) resultaron muy similares en las tres estaciones estudiadas. Sin embargo, en comparación con la línea meteorica global, presentan un leve desplazamiento en el exceso de deuterio, que varía entre 3,8 ‰ y 6,7 ‰. Si bien las LMLs obtenidas por OLSR y RMA fueron en general muy similares en las tres estaciones analizadas, las diferencias observadas en los valores “*d*” permiten concluir que resulta más apropiado utilizar el método RMA. Esto se debe a que la diferencia entre las rectas en cada caso, aumenta a medida que se empobrece isotópicamente la masa de aire, reflejando que bajo estas condiciones la variabilidad afecta de manera comparable a ambas variables, es decir tanto a $\delta^2\text{H}$ como a $\delta^{18}\text{O}$ y, por lo tanto, RMA representa mejor la relación isotópica real. Las variaciones en “*d*” reflejan el aporte de vapor reciclado proveniente tanto del este, como del noreste, especialmente desde la región amazónica, transportado hacia el oeste por el LLJ. A esto se suma, durante algunos meses, la influencia indirecta de forzantes de gran escala como el ENSO y los desplazamientos de la ZCIT, que modifican la intensidad y dirección de los flujos de humedad.

Agradecimientos: Esta investigación contó con el apoyo de Fundación Williams, y SECyT-UNRC



Referencias bibliográficas

- Blarasin, M., Cabrera, A. & Matteoda, E. (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. 1° Ed., UniRío Editora.
- Cabrera, A., M. Blarasin, F. Bécher, et al. (2019). The local meteoric water line in the Pampean Plain of Córdoba, Argentina. *Journal of Applied Geology and Geophysics*, 7(5), 19-25.
- Caffera, R. & E. Berbery. (2006). Climatología de la Cuenca del Plata. En Barros, V., Clarke, R., y Silva Dias, P. (eds.) *Cambio climático en la Cuenca del Plata* (pp.19-38). CONICET.
- Capitanelli, R. G. (1979). Clim a. En Miatello, R. A., Roque, M. E., Racagni, T. L. et al. *Geografía física de la provincia de Córdoba* (pp 45-138).
- Clark, I. 2015. *Groundwater geochemistry and isotopes*. CRC press.
- Dapeña, C., & Panarello, H. O. (2008). Isótopos en precipitación en Argentina. Aplicaciones en estudios Hidrológicos e Hidrogeológicos. En *IX Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*.
- Degiovanni, S., Villegas, M., Blarasin, M., & G.Sagripanti. (2005). *Hoja Geológica Río Cuarto 3263-III*. (Boletín 349, ISSN 0328-2333, 90 pp.). Secretaría de Minería de la Nación, Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).
- Gat, J. 2010. *Isotope hydrology: a study of the water cycle* (Vol. 6). World scientific.
- Hughes, C. & J. Crawford. (2012). A new precipitation weighted method for determining the meteoric water line for hydrological applications demonstrated using Australian and global GNIP data. *Journal of Hydrology*, 464, 344-351.
- IAEA (1992). *Statistical Treatment of Data on Environmental Isotopes in Precipitation*. (Technical Reports Series No. 331, 781 pp.). IAEA. Vienna, Austria.
- IAEA. (2002). A new device for monthly rainfall sampling for GNIP. *Water & Environment*, 16(5). Vienna, Austria.
- Vera, C., Higgins, W., Amador, J., et al. (2006). Toward a unified view of the American monsoon systems. *Journal of Climate*, 19(20), 4977–5000.

VII RAGSU**Reunión Argentina de
Geoquímica de la Superficie**

Avances en Geoquímica de ambientes exógenos

*Adriana Cabrera, Edel Matteoda, Verónica Lutri,
Fátima Bécher Quinodoz y Daniela Giacobone*
Compiladoras

El libro reúne los trabajos presentados en la VII Reunión Argentina de Geoquímica de Superficie (VII RAGSU), centrados en investigaciones sobre geoquímica en ambientes de baja temperatura y presión. Estas contribuciones promueven el intercambio entre profesionales nacionales e internacionales, enriqueciendo el campo mediante la discusión de resultados y el diseño de nuevas líneas de investigación. La geoquímica de superficie aborda problemáticas clave con aplicaciones en la gestión de recursos hídricos, la evaluación ambiental, el uso sustentable de recursos naturales y la mitigación de procesos de degradación. Por ello, la difusión de estos avances resulta relevante para investigadores, profesionales, gestores y tomadores de decisiones. Las actas integran trabajos interdisciplinarios de geólogos, químicos, biólogos, hidrólogos, ingenieros y otros especialistas, fortaleciendo la colaboración científica y la integración de conocimientos. Su publicación constituye tanto un registro académico como un instrumento para estimular nuevas investigaciones, enriquecer la formación de estudiantes y favorecer la articulación con organismos públicos y privados.

 UniRío
editoraUniversidad Nacional de
Río CuartoSecretaría
Académica